



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL



**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA
EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
CIIDIR MICHOACÁN**

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA SUSTENTABLE

**“EFECTO DE LA ADICIÓN DE VERMICOMPOSTA EN LOS
PROCESOS DE NITRIFICACIÓN Y DESNITRIFICACIÓN EN UN
SUELO REGADO CON AGUA RESIDUAL”**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA SUSTENTABLE**

P R E S E N T A:

ING. ERICA YULIET TALAVERA DÍAZ

DIRECTORES DE TESIS:

DRA. DIOSELINA ÁLVAREZ BERNAL

DR. LUC DENDOOVEN

JIQUILPAN MICHOACÁN, OCTUBRE 2013



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Jiquilpan, Michoacán siendo las 10:00 horas del día 5 del mes de julio del 2013 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR Unidad Michoacán para examinar la tesis titulada:

“Efecto de la adición de vermicomposta en los procesos de nitrificación y desnitrificación en un suelo regado con agua residual.”

Talavera	Díaz	Erica Yuliet
Apellido paterno	Apellido materno	Nombre
		Con registro:
		B 1 0 1 5 1 8

aspirante de:

Maestría en Ciencias en Producción Agrícola Sustentable

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA
Directores de tesis

Dra. Dioselina Álvarez Bernal

Dr. Luc Bendooven

Dra. María Valentina Angoa Pérez

M.C. Salvador Ochoa Estrada

Dra. Silvia Maribel Contreras Ramos

Dr. Luis Fernando Ceja Torres

Dr. Guillermo Herrera Arreola.
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES





INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de Jiquilpan de Juárez Michoacán el día 19 del mes septiembre del año 2013, el (la) que suscribe Erica Yuliet Talavera Díaz alumno (a) del Programa de **Maestría en Ciencias en Producción Agrícola Sustentable** con número de registro B101518, adscrito a **C.I.I.D.I.R. I.P.N. Unidad Michoacán**, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección de la Dra. Dioselina Álvarez Bernal y el Dr. Luc Dendooven y cede los derechos del trabajo intitulado Efecto de la adición de vermicomposta en los procesos de nitrificación y desnitrificación en un suelo regado con agua residual, al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección dioselin02@hotmail.com, dendooven@me.com, erica.509@hotmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

Erica Yuliet Talavera Díaz

Nombre y firma

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional, por ofrecerme y brindarme la oportunidad de estudios de maestría y por la beca institucional y PIFI otorgadas para la realización de trabajo de tesis.

Al departamento de biotecnología y bioingeniería del CINVESTAV-unidad zacatenco, por haberme permitido las facilidades de equipo y material en el laboratorio 53 de ecología de suelos.

AL Dr. Luc Dendooven profesor y tutor externo por su constante apoyo y excelente disposición durante la estancia en el laboratorio 53 de ecología de suelos a su digno cargo y donde encontré valiosos compañeros de trabajo gracias por su apoyo y comprensión.

A la Dra. Dioselina Álvarez y a la Dra. María Valentina Angoa por su apoyo, sugerencias y comentarios que hicieron mejorar esta tesis y a todos aquellos que de una u otra manera aportaron su conocimiento y habilidad para lograr el éxito en esta investigación.

Al M.C. Carlos Escalera por brindarme su valiosa amistad y apoyarme siempre durante los momentos difíciles. Mi más sincero agradecimiento.

A mis vecinos (Cristhian, Oswaldo y Adrian) por compartir su comida conmigo y por haberme cuidado durante mi embarazo y claro también a mis amigas Vero y Dinora. Les agradezco a todos ustedes el haber llegado a mi vida y el compartir momentos agradables y tristes, que esos momentos son los que nos hacen crecer y valorar a las personas que nos rodean, los quiero mucho y nunca los olvidaré.

DEDICATORIAS

A Dios

Por haberme permitido llegar hasta este punto y haberme dado salud para lograr mis objetivos, además de su infinita bondad y amor.

A mi bebe Samara Yuliet

Que desde que ha entrado en mi vida, ha hecho que todo cambie por completo para mí en todos los sentidos, me encanta tenerla a mi lado, despertarme y saber que está ahí esperándome con una sonrisa llena de ternura e inocencia, que solo con una sonrisita, o solo con un besito de ella ya vale la pena cualquier situación. Ella es el motor que me impulsa a levantarme cada mañana y mi motivación en los momentos difíciles.

Te amo mi princesa.

A mi esposo Aldrín

Por su amor y apoyo brindado. Te quiero muchísimo y te amo más todavía.

A mis padres Teresa y Serafin

Porque creyeron en mi y porque me sacaron adelante, dándome ejemplos dignos de superación y entrega, gracias por su infinito amor, cariño y confianza; a mis hermanos, especialmente a Joel que adoro con todo mi corazón.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL	i
ÍNDICE DE CUADROS	iii
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
RESUMEN	1
I. INTRODUCCION	3
1.1. EL SUELO	3
1.2. CICLO DEL NITRÓGENO	4
1.3. PROCESO DE NITRIFICACIÓN Y DESNITRIFICACIÓN	7
1.3.1. NITRIFICACIÓN	7
1.3.2. DESNITRIFICACIÓN	9
1.4. LA AGRICULTURA EN MÉXICO	11
1.4.1. LA AGRICULTURA EN MICHOACÁN	11
1.5. ENMIENDAS ORGÁNICAS	12
1.5.1. VERMICOMPOSTA	13
1.5.1.1. CARACTERÍSTICAS DE LA VERMICOMPOSTA	14
1.6. LA CIÉNEGA DE CHAPALA	15
1.6.1. DISTRITO DE RIEGO 024	17
1.6.2. AGUAS DE REUSO.....	18
1.6.2.1. PROPIEDADES DE LOS CONTAMINANTES DEL AGUA RESIDUAL.....	19
II. JUSTIFICACIÓN	20
III. HIPÓTESIS	20
IV. OBJETIVOS	21
4.1. OBJETIVO GENERAL	21
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
V. MATERIALES Y MÉTODOS	22
5.1. SITIO DE MUESTREO DEL SUELO	22
5.2. SITIO DE MUESTREO DEL AGUA	22
5.3. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL SUELO	23
5.4. CARACTERIZACIÓN DE LA VERMICOMPOSTA	23

5.5.	CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL.....	24
5.6.	DETERMINACIÓN DE LA DINÁMICA DE DESNITRIFICACIÓN (N ₂ O) ...	24
5.7.	PRE-ACONDICIONAMIENTO DEL SUELO (PARA LA DINÁMICA DE NITRIFICACIÓN)	25
5.8.	DETERMINACIÓN DE LA DINÁMICA DE NITRIFICACIÓN (NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , y NO ₃ ⁻)	25
5.9.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO	26
VI.	RESULTADOS	27
6.1.	CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICA DEL SUELO	27
6.2.	CARACTERIZACIÓN DE LA VERMICOMPOSTA	29
6.3.	PROPIEDADES QUÍMICAS DEL AGUA RESIDUAL	31
6.4.	DINÁMICA DE DESNITRIFICACIÓN.....	33
6.5.	DINÁMICA DE NITRIFICACIÓN.....	42
VII.	DISCUSIÓN.....	51
7.1.	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO	51
7.2.	CARACTERIZACIÓN DE LA VERMICOMPOSTA.....	52
7.3.	PROPIEDADES QUÍMICAS DEL AGUA RESIDUAL	53
7.4.	DINÁMICA DE DESNITRIFICACIÓN.....	55
7.5.	DINÁMICA DE NITRIFICACIÓN.....	60
VIII.	CONCLUSIÓN	63
IX.	REFERENCIAS	64

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Caracterización fisicoquímica del suelo.....	27
Cuadro 2. Interpretación de la salinidad de suelos contra conductividad eléctrica.....	28
Cuadro 3. Interpretación de resultados Fósforo Olsen.....	28
Cuadro 4. Interpretación de resultados N por el método Kjeldal.....	28
Cuadro 5. Interpretación de resultados de N inorgánico.....	29
Cuadro 6. Caracterización fisicoquímica de la vermicomposta.....	30
Cuadro 7. Especificaciones de análisis fisicoquímicos del humus de lombriz (NMX-FF-109-SCFI-2008).....	30
Cuadro 8. Caracterización fisicoquímica del agua.....	31
Cuadro 9. Contenido permisible de nitratos, en aguas para uso agrícola.....	33
Cuadro 10. Efecto del tiempo en la concentración de amonio en el suelo regado con agua residual con y sin vermicomposta a diferentes porcentajes de CRA.....	43
Cuadro 11. Concentración de NH_4^+ en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.....	44
Cuadro 12. Efecto del tiempo en la concentración de nitritos en el suelo regado con agua residual con y sin vermicomposta a diferentes porcentajes de CRA.....	46
Cuadro 13. Concentración de NO_2^- en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.....	47
Cuadro 14. Efecto del tiempo en la concentración de nitratos en el suelo regado con agua residual con y sin vermicomposta a diferentes porcentajes de CRA.....	49
Cuadro 15. Concentración de NO_3^- en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.....	50

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo del Nitrógeno.....	6
Figura 2. Proceso de reducción durante el proceso de desnitrificación	9
Figura 3. Ciénega de Chapala jalisciense y michoacana.	16
Figura 4. Fuentes de contaminación directa al lago de Chapala.	18
Figura 5. Diagrama para la clasificación de las agua para riego	32
Figura 6. Efecto del tiempo en la emisión de N ₂ O en el suelo con y sin vermicomposta.	34
Figura 7. Emisión de N ₂ O en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.	35
Figura 8. Efecto del tiempo en la emisión de CH ₄ en el suelo con y sin vermicomposta.	37
Figura 9. Emisión de CH ₄ en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.	38
Figura 10. Efecto del tiempo en la emisión de CO ₂ en el suelo con y sin vermicomposta.	40
Figura 11. Producción de CO ₂ en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.....	41

RESUMEN

Las condiciones actuales en las que se han desarrollado las actividades agrícolas en México y el uso intensivo de aguas residuales que se utiliza para el riego en la agricultura, tienden a provocar la alteración del suelo y a repercutir en la producción de los cultivos. Esto ha obligado a buscar fuentes alternativas de fertilización que no dañen más este recurso, que mejoren la calidad del suelo, que beneficien la mineralización del Nitrógeno y regulen la pérdida de este elemento, además del carbono en los mismos. Entre dichas opciones destaca la adición de vermicomposta. Por lo antes mencionado, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la adición de vermicomposta en el proceso de nitrificación y desnitrificación en un suelo agrícola regado con agua residual. El suelo agrícola con y sin vermicomposta se llevó a diferentes capacidades de retención de agua (CRA) (40, 60, 80 y 100%) usando agua residual proveniente del dren de Pajacuarán Michoacán. Al suelo de los distintos tratamientos, se le realizó una incubación anaerobia que duró 7 días, para evaluar el proceso de desnitrificación y una incubación aerobia para evaluar el proceso de nitrificación. La emisión de óxido nitroso (N_2O), el contenido de bióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4) se analizaron los días 1, 3 y 7 y amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) los días 0, 1, 3, 7, 14 y 28. Como era esperado la emisión de N_2O fue mayor en el suelo incubado al 80 y 100% CRA en comparación con el suelo incubado al 40 y 60% CRA sin importar el tratamiento; sin embargo, para el día último de la incubación, el suelo con agua residual y vermicomposta (S+AR+VC) al 100% CRA, tuvo una tendencia menor comparado con el suelo con agua residual (S+AR) a ese mismo CRA (7.11 y 10.36 mg N kg⁻¹ suelo seco, respectivamente). En el 7 día, la mayor emisión de CH_4 lo presentó el S+AR+VC incubado al 40, 60 y 80% CRA en comparación con el S+AR a esos mismos CRA. La emisión de CO_2 fue mayor en el S+AR+VC incubado al 40% CRA comparado con S+AR en los diferentes días de muestreo. Lo cual hizo evidente que la adición de vermicomposta incidió de manera positiva sobre la fertilidad, ya que incrementó la producción de CO_2 en este caso fue usada como un indicador de capacidad de secuestro de carbono y por ende de fertilidad del suelo. Por otro lado la concentración de NH_4^+ en el día 28 fue mayor en el S+AR+VC en comparación con el S+AR en los diferentes CRAS. La concentración NO_3^- en el S+AR+VC comparado con el S+AR, fue aumentando con respecto al tiempo, lo que sugiere que se llevó a cabo el proceso de nitrificación.

Palabras claves

Vermicomposta, suelo agrícola, agua residual, desnitrificación y nitrificación.

ABSTRACT

The current conditions that have developed agricultural activities in Mexico and intensive wastewater used for irrigation in agriculture, tend to cause soil disturbance and impact on crop production. This has forced to seek alternative sources of fertilizer that will not damage this resource more, improve soil quality, which benefit Nitrogen mineralization and regulate the loss of this element in addition to carbon in them. Among those options vermicompost adding highlights. As mentioned above, the aim of this study was to evaluate the effect of the addition of vermicompost in the process of nitrification and denitrification in an agricultural soil irrigated with wastewater. Agricultural soil with and without vermicompost was different water holding capacity (WHC) (40, 60, 80 y 100%) using wastewater from the drain Pajacuarán Michoacán. The soil different treatments, underwent anaerobic incubation which lasted seven days, to evaluate the process of denitrification and aerobic incubation to evaluate the nitrification process. The emission of nitrous oxide (N_2O), carbon dioxide content (CO_2) and methane (CH_4) were analyzed on days 1, 3 y 7 and ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-) and nitrate (NO_3^-) at days 0, 1, 3, 7, 14 and 28. As expected N_2O emissions were higher in soil incubation at 80 and 100% WHC compared with soil incubated at 40 and 60% WHC regardless of treatment; however, for the last day of uncubation, soil with wasterwater and vermicompost (S+WW+VC) to the 100%WHC, trended lower compared tho the soil with wastewater (S+WW) to the same WHC (7.11 y 10.36 mg N kg⁻¹, dry soil, respectively). At 7 days, most CH_4 emission was presented by S+WW+VC incubated at 40, 60 and 80% WHC compared with S+WW those same WHC. CO_2 emissions were higher in the S+WW+VC incubated at 40% WHC compared S+WW at different sampling days. Which became evident that the addition of vermicompost positively impacte cunt fertility, since increased CO_2 production in this case was used as an indicator of carbon sequestration capacity and hence soil fertility. On the other hand the concentration of NH_4^+ on day 28 were higher in the S+WW+VC compared to the S+WW in different WHC. NO_3^- concentration in the S+WW+VC compared to the S+WW, was increasing with time, suggesting that the vermicompost favors process of nitrification.

Keywords

Vermicompost, agricultural soil, wastewater. denitrification and nitrification.

I. INTRODUCCIÓN

1.1. EL SUELO

El suelo tiene funciones diversas y muy importantes para los ecosistemas terrestres y el medio ambiente del planeta. Es el sustento para la vida vegetal del cual las plantas obtienen soporte mecánico y muchos de sus nutrientes. También es el hábitat para una gran diversidad de seres vivos, tanto de microorganismos (bacterias, actinomicetos, arqueas, hongos, algas, protozoarios y virus), así como de macroorganismos (coleópteros, miriópodos, hormigas, colémbolos, nematodos, ácaros, larvas, mamíferos pequeños y reptiles). Todos ellos establecen relaciones entre si en formas muy variadas y complejas, que además contribuyen a las características propias del suelo por su papel en la modificación de las fase sólida, constituida por materia mineral y orgánica, de la fase líquida y la fase gaseosa o atmósfera del suelo (Luna *et al.*, 2002).

El tipo y composición de la materia mineral viene dado por las características de las rocas del subsuelo, así como de los procesos edáficos que hayan tenido lugar en su formación. La porción inorgánica es muy importante por su influencia en la disponibilidad de nutrientes, aireación, retención de agua, etc. La materia orgánica proviene de la actividad de los distintos organismos vivos del suelo y su composición y cantidad es variable, principalmente en función del tipo de cubierta vegetal. El resto del volumen del suelo está prácticamente constituido por espacios porosos, que a su vez están ocupados por agua y los gases que constituyen la atmósfera edáfica. La porosidad (cantidad y tamaño de los poros) depende de la textura, determinada por la cantidad de arena, limo y arcilla, la estructura y el contenido en materia orgánica (Nogales, 2005).

Todos estos factores determinan a su vez el movimiento y capacidad de retención de agua del suelo y la composición gaseosa de su atmósfera. De forma característica la atmósfera del suelo se encuentra enriquecida en dióxido de carbono y empobrecida en oxígeno, como resultado de la respiración aeróbica de raíces de plantas, animales y microorganismos. Sin

embargo, cuando se producen condiciones de anaerobiosis (p.e. por acumulación de agua en los poros del suelo) aparecen en la atmósfera del suelo otros gases como óxido nitroso, nitrógeno gaseoso y metano, resultantes de actividad respiratoria anaeróbica bacteriana. Tanto el contenido en agua como la composición de la atmósfera del suelo son factores que fluctúan ampliamente (Grageda *et al.*, 2000; Nogales, 2005; Sullivan *et al.*, 2005).

En los últimos años, y en las condiciones actuales, el uso y manejo inapropiado de los suelos ha provocado una disminución de su fertilidad, debido primordialmente a una agricultura intensiva que no considera la conservación integral de este recurso. Pueden apreciarse diversas fuentes de contaminación que con el paso del tiempo, tienden a provocar la alteración del suelo y a repercutir en la producción de los cultivos. Esto se debe a la adición de diversas sustancias, como: fertilizantes químicos, plaguicidas, lodos residuales de origen industrial y doméstico, y aguas residuales (Sandoval y Ochoa, 2010).

Los microorganismos desempeñan funciones de gran importancia en relación con la fertilidad de las plantas y protección frente a patógenos; degradación de compuestos xenobióticos; ciclos biogeoquímicos de elementos como el carbono, oxígeno, el azufre, el fósforo, el hierro y el nitrógeno (Mishra *et al.*, 2001).

1.2. CICLO DEL NITRÓGENO

El nitrógeno existe en el suelo en forma orgánica e inorgánica. En forma orgánica está presente generalmente en más del 90% del total: como proteínas 30-40%, aminoazúcares de 5-10%, purina y bases de pirimidina de 1-2% y no identificable en 50%.

En formas inorgánicas (generalmente en menos del 10%), como amonio (NH_4) ya sea nativo, fijo o intercambiable y como nitrato (NO_3^-): el nitrógeno elemental (N_2) no es estimado en términos de aprovechamiento para las plantas superiores, sin embargo, forma parte de alrededor del 78% del aire en el suelo y solo es aprovechado por algunas bacterias y algas azul-verdes en la fijación de nitrógeno. Las plantas deben obtener sales nitrogenadas solubles

(NH_4 y NO_3), con las cuales junto con los carbohidratos, pueden elaborar sus proteínas y ácidos nucleídos, en tanto que los animales deberán obtener su nitrógeno en forma de aminoácidos.

Integración del ciclo del nitrógeno

El ciclo del nitrógeno se integra esencialmente de la siguiente forma:

Los compuestos nitrogenados contenidos en las plantas o animales, pasan al suelo o al agua, cuando estos mueren.

Ciertas bacterias en el suelo o en el agua empiezan a desdoblar los compuestos orgánicos nitrogenados. Este proceso transforma el nitrógeno orgánico en amoníaco, sin embargo este tipo de nitrógeno es muy poco útil para las plantas verdes.

A partir del amoníaco gaseoso se forma un compuesto que es una sal soluble. Esta sal se ioniza y produce sales de amonio (NH_4^+). Este compuesto ya es asimilable para las plantas. Ciertas bacterias del suelo denominadas nitrificadoras, oxidan los iones de amonio y nitritos, produciendo los nitratos (NO_3^-) y a éste proceso se le llama nitrificación. Los nitratos, disueltos en el agua del suelo son tomados por las raíces de las plantas.

Dentro del ciclo del nitrógeno también ocurre otra etapa llamada desnitrificación donde el NO_3^- es reducido a NO (óxido nítrico), N_2O (óxido nitroso) ó N_2 (nitrógeno elemental) como se muestra en la Figura 1 (Trabanco, 2003).

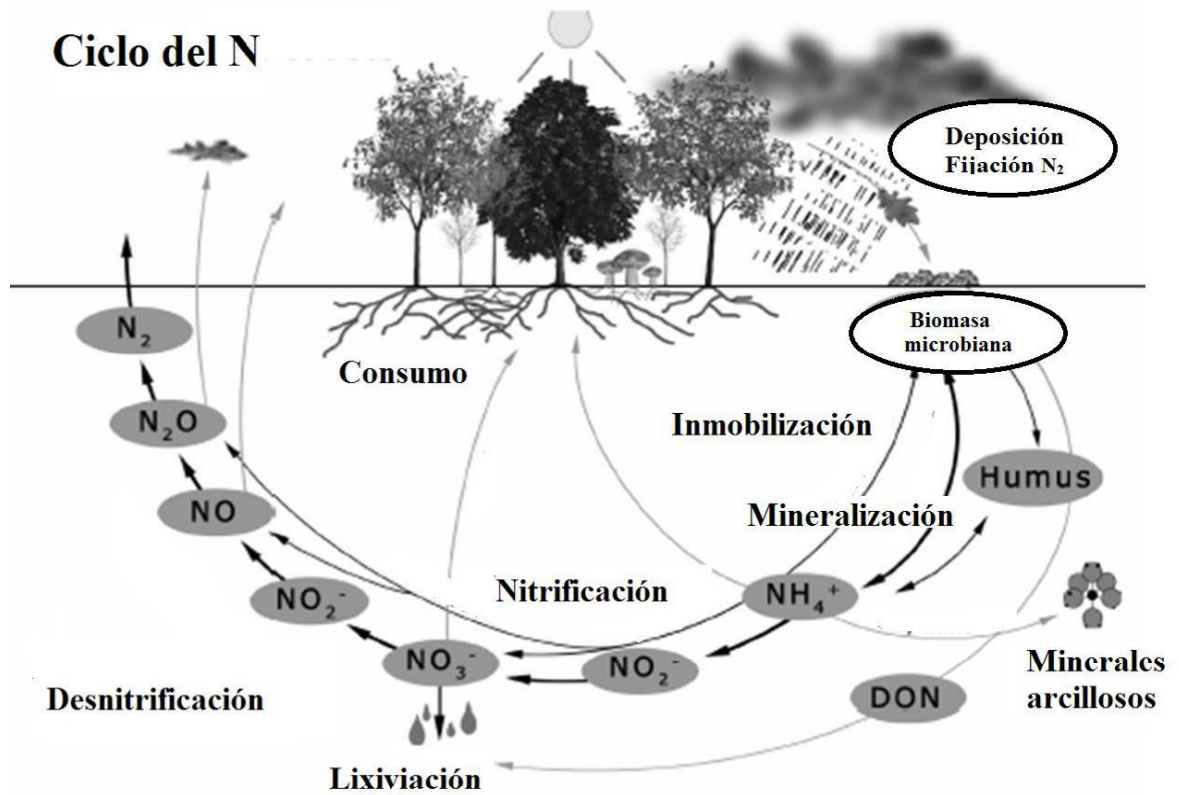


Figura 1. Ciclo del Nitrógeno.

(www.biblioteca.catecnova.edu)

El nitrógeno (N) es un componente esencial para cualquier cultivo, por ello el uso de fertilizantes nitrogenados (orgánicos o inorgánicos) es una práctica extendida en la agricultura actual.

El N contenido en los fertilizantes aplicados a los cultivos, se ve sujeto a una complicada cadena de reacciones entre el suelo, el agua y la atmósfera que conllevan la disminución de su eficacia y un riesgo ambiental implícito. Entre los procesos antes mencionados se encuentra la producción de N_2O que ocurre básicamente en los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación (Domínguez *et al.*, 2007).

1.3. PROCESO DE NITRIFICACIÓN Y DESNITRIFICACIÓN

La nitrificación (oxidación de NH_4^+ a NO_3^-) y desnitrificación (reducción de NO_3^- a NO , N_2O ó N_2) son los principales procesos microbianos involucrados en la producción de NO , N_2O ó N_2 . Es preciso enfatizar que el NO se genera en ambientes muy específicos, como suelos ácidos con alto contenido de materia orgánica. Otras reacciones bioquímicas de oxidación y reducción, como la fijación de N_2 , amonificación y quimiodesnitrificación, también puede producir trazas de N_{ox} (óxidos de nitrógeno) (Grageda *et al.*, 2000).

1.3.1. NITRIFICACIÓN

La nitrificación es un proceso importante para la fertilidad del suelo. Para la nitrificación, que es un proceso oxidativo, se necesita un suelo aireado. Donde la tasa de producción de N_{ox} se incrementa con la temperatura, pH próximo a la neutralidad y disminución de la relación C/N de la materia orgánica (Grageda *et al.*, 2000).

La nitrificación es la oxidación del NH_4^+ liberado en el proceso de amonificación a NO_3^- en condiciones aerobias. Para las plantas el NO_3^- es la forma nitrogenada más importante, ya que las plantas de ambientes aeróbicos se han adaptado a tomar esta forma de N con preferencia al NH_4^+ . Esta oxidación puede darse por dos grupos de organismos: autótrofos y heterótrofos (Jungkunst, 2004).

Los heterótrofos utilizan el C orgánico como fuente de energía, entre los más importantes se encuentra el grupo de los hongos los cuales adquieren una cierta importancia a pH ácido. Sin embargo, los más estudiados han sido los autótrofos, los cuales obtienen la energía de la oxidación de NH_4^+ o N_2^- .

La nitrificación autótrofa es llevada a cabo por dos grupos de microorganismos. Los primeros oxidan el NH_4^+ a NO_2^- en una primera fase conocida como nitrosación (nitrificadores primarios) y los segundos realizan la segunda etapa o nitratación (nitrificadores secundarios) en la que el NO_2^- es convertido a NO_3^- . Dentro del primer grupo están las *nitrosobacterias*

(*Nitrosoglaca*) y quizá una de las más conocidas sea la *Nitrosomona europea*. Las segundas son las *nitrobacterias* (*Nitrobacter*, *Nitrocystis* y *Bactoderma*), siendo una de las más conocidas la *Nitrobacter winogradski* (Wrage *et al.*, 2001).

En el suelo la velocidad de oxidación de NO_2^- suele ser superior a la del NH_4^+ , por lo que NO_2^- raramente se acumula, y está presente en cantidades muy pequeñas, completándose el proceso rápidamente hasta la formación de NO_3^- . No obstante, dado que existen diferencias entre nitrificadores primarios y secundarios, en determinadas condiciones ecológicas puede acumularse el NO_2^- en el suelo (suelos ácidos, inundados o con temperaturas bajas) (Holtan *et al.*, 2000).

Los principales factores que afectan al proceso de nitrificación en el suelo y por tanto a la emisión de estos gases son:

1.- *Características del suelo y presencia de diversos elementos.* Las bacterias se encuentran presentes en todo suelo, no obstante, se hallan en mayor cantidad en suelos fértiles. El pH óptimo se encuentra entre 6.9 y 7.5, aunque el rango en el que se produce la reacción está entre 5.5 y 8.0. Los microorganismos son sensibles a la acidez del suelo. Las bacterias nitrificantes requieren además un aporte de calcio, fósforo, cobre y magnesio. Otros oligoelementos como hierro, molibdeno, boro, wolframio y vanadio, son estimulantes en concentraciones bajas, pero se convierten en inhibidores cuando la concentración es superior a 1%.

2.- *Aireación del suelo.* Las bacterias nitrificantes son microorganismos aerobios, por tanto, la aireación del suelo favorece la nitrificación.

3.- *Humedad del suelo.* Existe para cada suelo un óptimo de humedad que varía con la textura del suelo. Suele situarse entre 12-18% de agua.

4.- *Temperatura.* La temperatura óptima se sitúa entre 27 y 30°C. A temperaturas de 0°C o por debajo no se produce nitrificación, comenzando ésta por encima de 15°C y aumentando progresivamente hasta los 30°C, temperatura en la que se produce un máximo de actividad (Vallejo *et al.*, 2001; Perdomo *et al.*, 2007).

1.3.2. DESNITRIFICACIÓN

La desnitrificación tiene un gran potencial como una de las principales vías de pérdida de nitrógeno en los sistemas agrícolas. Se han estimado pérdidas debidas a la desnitrificación de hasta 73% del nitrógeno aplicado en el fertilizante. Esta actividad es controlada por varias condiciones ambientales, como la humedad del suelo, concentración de oxígeno, concentración de NO_3^- , contenido de carbono, pH y temperatura (Grageda *et al.*, 2000).

La desnitrificación es el proceso de reducción de NO_3^- y del NO_2^- a nitrógeno molecular. Existen dos tipos de desnitrificación, la biológica y la química siendo mucho más importante la biológica.

La desnitrificación biológica es la realizada por microorganismos facultativos aerobios (bacterias y hongos), que en condiciones de poco oxígeno (anaerobiosis), utilizan estos compuestos como aceptores de electrones (desnitrificación biológica) (Sánchez *et al.*, 2008).

Las bacterias responsables de la desnitrificación biológica pertenecen a distintos géneros, pero destacan las especies bacterianas heterótrofas de los géneros, *Bacillus*, *Thiobacillus*, *Propionibacterium* y otras. En estas reacciones aparecen compuestos intermedios, como óxidos de nitrógeno (NO_x y N_2O). Las enzimas que catalizan estas reacciones son la nitrato reductasa, nitrito reductasa, óxido nítrico reductasa y la óxido nitroso reductasa (Figura 2) (Wrage *et al.*, 2001).

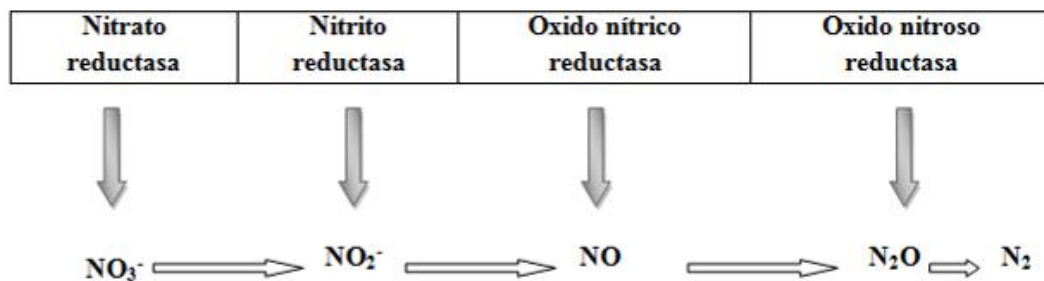


Figura 2. Proceso de reducción durante el proceso de desnitrificación

(Wrage *et al.*, 2001)

La actividad de estas bacterias desnitrificantes, y por tanto la desnitrificación biológica, varía en función de las condiciones medioambientales. Los principales factores que regulan el proceso de desnitrificación son:

1.- *Disponibilidad de NO_3^-* . El nitrato es el sustrato necesario para el proceso de desnitrificación, por tanto debe presentarse en cantidad suficiente en el suelo para permitir el desarrollo de las bacterias desnitrificantes.

2.- *Baja presión de oxígeno*. La desnitrificación tiene lugar en condiciones anaeróbicas, ya que es, en este caso, cuando las bacterias responsables del proceso utilizan el NO_3^- y NO_2^- y óxidos de nitrógeno como aceptores de electrones, en vez de utilizar el O_2 .

3.- *Altos porcentajes de capacidad de retención de agua*. El porcentaje de poros llenos de agua está relacionado con el contenido en O_2 del suelo, por tanto aumenta la desnitrificación cuando aumenta el contenido en agua de los poros. Se ha identificado que existe un valor umbral, en torno al 62%, por encima del cual las pérdidas por desnitrificación aumenta en forma exponencial, mientras que valores inferiores producen velocidades de desnitrificación generalmente insignificantes.

4.- *Temperatura del suelo*. La desnitrificación puede tener lugar entre 2 y 75°C, siendo la temperatura óptima en torno a 27 -30 °C. La temperatura del suelo no afecta sólo a la actividad de los microorganismos, sino también a los procesos fisicoquímicos del suelo, tales como la difusión del O_2 .

6.- *pH*. Los valores de pH son los comprendidos entre 7 y 8, disminuyendo considerablemente la actividad de estos microorganismos a pH ácidos. (Vallejo *et al.*, 2001; Perdomo *et al.*, 2007).

El óxido nitroso (N_2O) es un gas con efecto invernadero con un poder de calentamiento 297 veces superior al CO_2 (IPCC, 2001). Se estima que el 70 % del N_2O emitido por la biosfera a la atmósfera proviene del suelo del cual el 65-80 % es emitido por los suelos agrícolas (Grageda *et al.*, 2000; Sullivan *et al.*, 2005).

1.4. LA AGRICULTURA EN MÉXICO

En México la agricultura se basa en el uso intensivo de químicos que degradan el suelo y destruye los recursos que son fundamentales para la fijación de carbono, como los bosques y el resto de ecosistemas. Las mayores emisiones directas de la agricultura se deben a la aplicación masiva de fertilizantes, a la destrucción de ecosistemas para obtención de nuevas tierras, a la degradación de los suelos y al modelo de ganadería intensiva. Por lo tanto, la contribución total de la agricultura al calentamiento global, incluyendo la deforestación y otros cambios de uso del suelo, se estima de 8.5 a 16.5 mil millones de toneladas de CO₂ equivalente entre el 17 y 32% de todas las emisiones de gases efecto invernadero producidos por el ser humano.

Adicionalmente, más de 50% de todos los fertilizantes aplicados a los suelos se dispersa en el aire o acaban en los cauces de agua. Entre los gases de efecto invernadero más potente es el óxido nitroso (N₂O), con un potencial de producción de calentamiento global, 297 veces mayor que el CO₂. El empleo masivo de fertilizantes y las emisiones resultantes de N₂O representa el mayor porcentaje de la contribución agrícola al calentamiento global equivalente a 2.1 mil millones de toneladas de CO₂ cada año (Granados y Longar, 2008).

1.4.1. LA AGRICULTURA EN MICHOACÁN

El incremento en la población mundial, asociado a una mayor demanda de alimentos, ha provocado un uso intensivo de los recursos naturales (Benzing, 2001). Esto ha producido impactos negativos en el ambiente y ha afectado la sostenibilidad de los sistemas productivos, lo cual ha obligado a buscar fuentes alternativas de fertilización como las enmiendas orgánicas (Pérez *et al.*, 2008).

La actividad agrícola dentro de Michoacán y a nivel nacional es una de las más significativas, tanto por su participación en el producto interno bruto, como por la población a la que da empleo. Ocupa una gran extensión de tierras de las que, la mayor parte se dedica a la agricultura de temporal.

Debido a las diferentes condiciones naturales, hay una amplia variedad de cultivos, entre ellos, el aguacate, ajonjolí y limón agrio. La producción se consigue en ciclos cortos, principalmente en el de primavera-verano. La agricultura de temporal se realiza en el ciclo primavera-verano. Mientras que, en la agricultura de riego se desarrollan cultivos anuales (ciclo corto), semiperennes (plantaciones) y perennes (frutales).

Los principales cultivos de temporal por superficie cosechada son los granos: maíz, sorgo, frijol y trigo. Los distritos de riego más importantes del estado de Michoacán son: "Ciénega de Chapala" y "Cupatitzio, Tepalcatepec", en los cuales se encuentra la mayor superficie cosechada y una gran variedad de cultivos (INEGI, 2011).

La mayor parte de la Ciénega tienen problemas de salinidad y sodicidad, y de drenaje que los hace vulnerables a inundaciones, se caracterizan por ser suelos franco-arcillosos a arcillosos, de texturas ligeras a pesadas, tienen una conductividad eléctrica igual o mayor de 4000 mmhos y un pH mayor a 8.5. Este tipo de suelos ha sufrido la disminución de su productividad por el uso intensivo de aguas subterráneas de mala calidad (Silva *et al.*, 2006).

1.5. ENMIENDAS ORGÁNICAS

El uso de las enmiendas orgánicas para mantener y mejorar la disponibilidad de nutrimentos en el suelo y obtener mayores rendimientos en el cultivo de las cosechas, se conoce desde la antigüedad. Para la elaboración de abonos orgánicos se emplean diferentes tipos de materiales y procesos de producción y almacenamiento. Esto provoca variabilidad en el contenido de nutrientes y población microbiológica de las enmiendas. Incluyen todo material de origen orgánico utilizado para la fertilización de cultivos o como mejoradores de suelos (Pérez y Nuñez, 2008).

La aplicación constante de ellos, con el tiempo, mejora las características:

1.- *Físicas*. Como estructura, porosidad, aireación, capacidad de retención de agua, estabilidad de agregados.

2.- *Químicas*. El contenido de materia orgánica, derivado de esto aumenta el porcentaje de nitrógeno total, la capacidad de intercambio catiónico, el pH y la concentración de sales.

3.- *Biológicas*. Se debe a que contiene grandes cantidades de compuestos de fácil descomposición, cuya adición casi siempre resulta en un incremento de la actividad biológica, los microorganismos influyen en muchas propiedades del suelo y también ejercen efectos directos en el crecimiento de las plantas ya que juega un papel importante en la oxidación y reducción de los elementos esenciales, convirtiéndolos de formas no aprovechables a formas aprovechables por las plantas.

4.- *Sanitarias del suelo*. Pueden prevenir y controlar la presencia y severidad de las enfermedades del suelo incrementando la capacidad biológica del mismo para amortiguar los patógenos, aumento en el contenido de Nitrógeno amoniacal en el proceso de mineralización de la enmienda orgánica y la modificación del ambiente del suelo (SAGARPA, 2006).

Entre las enmiendas agrícolas se incluyen la aplicación de estiércoles, compostas, residuos de las cosechas, residuos orgánicos industriales, aguas negras y sedimentos orgánicos y vermicompostas.

1.5.1. VERMICOMPOSTA

La vermicomposta es una alternativa a la tecnología de compostaje tradicional y la fertilización mineral. Es un producto obtenido a partir de la materia orgánica enriquecida como resultado de una serie de transformaciones bioquímicas y microbiológicas al pasar por el tracto digestivo de lombrices. Éstas sólo utilizan una pequeña porción de los materiales para la síntesis de sus cuerpos, ellas excretan una gran parte de los residuos consumidos en una forma medio digerida. Los intestinos de las lombrices contienen una amplia gama de microorganismos, enzimas, hormonas, etc., que ayudan a descomponer rápidamente los residuos y transformarlos en un período de tiempo corto (Ghosh *et al.*, 1999).

Las lombrices, durante el proceso de alimentación, fragmentan los residuos, incrementan la actividad microbiana y los índices de descomposición y/o mineralización de los residuos orgánicos, alteran las propiedades físicas y químicas de los materiales, provocando un efecto de composteo o humificación mediante el cual la materia orgánica (MO) inestable es oxidada y estabilizada (Atiyeh *et al.*, 2000a). Además, se ha demostrado que bajo la acción de las lombrices se incrementa tanto la velocidad de mineralización del N como los índices de conversión del N-NH_4^+ a N-NO_3^- (Atiyeh *et al.*, 2000b).

1.5.1.1. CARACTERÍSTICAS DE LA VERMICOMPOSTA

Desde el punto de vista económico es atractivo como fertilizante orgánico ya que se caracteriza por un alto contenido de nutrientes disponible para las plantas. (Arancon *et al.*, 2004). Su acción antibiótica aumenta la resistencia de las plantas en contra de plagas, enfermedades y organismos patógenos. Se puede utilizar sin inconvenientes en estado natural y se encuentra libre de nematodos.

Contienen sustancias activas que actúan como reguladores de crecimiento, aumenta la capacidad de retención de humedad y porosidad, facilitando la aireación y el drenaje (Cruz *et al.*, 2010). Los ácidos húmicos y fúlvicos que contiene regeneran las características químicas del suelo.

Favorece e incrementa la actividad biótica del solo; dicha biota contribuye a una amplia gama de servicios esenciales de los ecosistemas, incluyendo el mantenimiento principal de la fertilidad del suelo a través de la descomposición de la materia orgánica (MO) (Contreras *et al.*, 2007), al ciclo del carbono y el nitrógeno y otros nutrientes como P, S, y diversos microelementos requeridos por las plantas (Quintero *et al.*, 2003), así como la mejora de la estructura del suelo para el control de la erosión, para el almacenamiento de agua y del flujo del agua (Lavalle y Spain, 2001).

Posee un pH neutro. Mejora las características estructurales del terreno, desliga suelos arcillosos y agrega suelos arenosos. Contribuye a la biodegradación de materia contaminante (Contreras *et al.*, 2007) y amortigua el efecto de los compuestos químicos aplicados al suelo. Aumenta la retención hídrica de los suelos (4-27%) disminuyendo el consumo de agua por los cultivos.

1.6. LA CIÉNEGA DE CHAPALA

Se ubica al oriente del lago de Chapala, es un área compartida por los estados de Jalisco y Michoacán, y la constituyen los municipios de la Barca, Jamay, Ocotlán, Poncitlán, Chapala, Jocotepec, Tuxcueca y Tizapán en Jalisco; y Cojumatlán de Régules, Jiquilpan, Villamar, Sahuayo, Venustiano Carranza, Pajacuarán, Ixtlán de los Hervores, Briseñas, Vistahermosa, Tanhuato y Yurécuaro en Michoacán (Figura 3). En esta región la agricultura es la principal ocupación y en segundo lugar la ganadería (Sandoval y Ochoa, 2010).



Figura 3. Ciénega de Chapala jalisciense y michoacana.

(Sandoval y Ochoa, 2010)

La Ciénega fue atractiva para los terratenientes por lo cual se desecaron 560 km² en los límites de Jalisco y Michoacán, esto formó lo que hoy se conoce como Ciénega de Chapala, una planicie de aproximadamente 80,000 ha (Guzmán *et al.*, 2001; Boehm, 2002).

La vocación productiva de la Ciénega de Chapala es básicamente agrícola. Como resultado de la desecación a principios del siglo XX, allí surgió un área aprovechable agrícola con disposición de riego a través de una red de canales y caminos que constituyen el Distrito de Riego 024 Ciénega de Chapala. Ésta comprende una región de nueve municipios michoacanos: Villamar, Jiquilpan, Sahuayo, Venustiano Carranza, Briseñas, Pajacuarán, Vista Hermosa, Ixtlán y Tingüindín, el cual comenzó a operar en el año de 1936, orientado

originalmente a la producción de granos básicos y en los últimos tiempos también al sorgo, cártamo y hortalizas, entre otros.

En esta región hidroagrícola, 75.17% de los 2,360 títulos de concesión de aguas nacionales tiene como destino el uso agrícola, y 16.57% son aguas para público urbano (Sandoval y Ochoa, 2010).

1.6.1. DISTRITO DE RIEGO 024

El Distrito de Riego 024 agrupa a 14,925 usuarios ejidatarios y pequeños propietarios. Las autorizaciones de disponibilidad de agua para el Distrito las hace la Comisión Nacional del Agua y el Organismo de Cuenca mediante el Plan de Riegos, estableciendo oficialmente una superficie regable de 15,815 ha (SEMARNAT, 2006).

Sin embargo, varios de los usuarios, son afectados porque no les llega el agua o no es suficiente. Estos han tomado la alternativa de regar con agua subterránea, o regar directamente de los ríos y canales donde son vertidas aguas residuales sin tratamiento. También es común que apliquen riegos del dren, con el riesgo de disminución de su productividad, al ser agua saturada con residuos de agroquímicos por los escurrimientos de tierras arriba y el riesgo de la degradación del suelo por procesos de salinización y sodificación (Silva *et al.*, 2006).

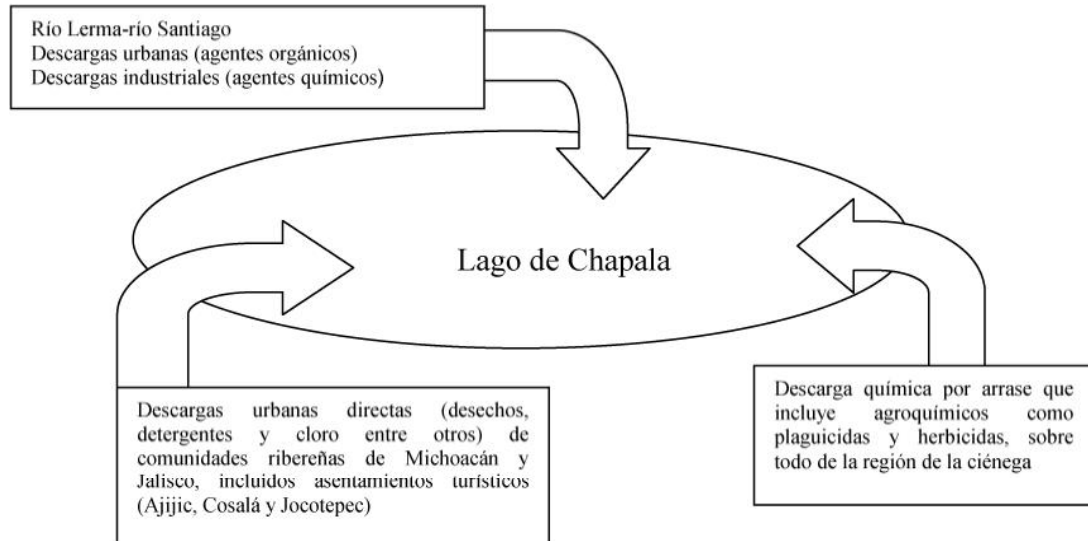


Figura 4. Fuentes de contaminación directa al lago de Chapala.

(Sandoval y Ochoa, 2010)

La Ciénega de Chapala es la fracción territorial final de la cuenca Lerma-Chapala, las personas contaminan aguas arriba, y se sufren los efectos de la contaminación en los flujos descendentes de la cuenca, los cuales desembocan en el lago de Chapala. Contaminación que imprime un desequilibrio en los ecosistemas, favorecido por las prácticas agrícolas con el empleo de agrotóxicos y la falta de saneamiento de las aguas residuales municipales como se ilustra en la Figura 4 (Silva *et al.*, 2006).

1.6.2. AGUAS DE REUSO

El agua de reuso tiene una gran importancia en el abastecimiento de recurso para un gran número de hectáreas en el distrito, ya sea por el bombeo mediante bombas charqueras que extraen el agua directamente de los drenes o por el riego a través del manejo de los niveles de agua en los drenes.

Para el riego se utiliza agua del lago de Chapala de 3 equipos que tienen una capacidad total de 196,344 miles de m³, dominando una superficie de 9,739 has. El volumen promedio anual utilizado es de 12,725 miles de m³ y una superficie regada de 2,713 has.

El equipo de bombeo denominado Pajacuarán es utilizado para drenar y para manejar las aguas internas del Módulo La Palma de la Ciénega para que de ser el caso se reutilicen para riego. Tiene una capacidad total de 28,304.6 miles de m³ que asigna una superficie de 2,784 has. La capacidad del equipo tanto para riego como para drenaje es de 1.2 m³/seg. El volumen anual utilizable es de 2,052 miles de m³ y una superficie regada promedio anual de 44 has (Sandoval y Ochoa, 2010).

1.6.2.1. PROPIEDADES DE LOS CONTAMINANTES DEL AGUA RESIDUAL

Las aguas residuales pueden contener compuestos tóxicos que inhiben o destruyen la actividad biológica en el agua. Por ejemplo, las aguas residuales de origen industrial contienen como compuestos tóxicos metales pesados; en las aguas residuales que resultan de las actividades agropecuarias pueden encontrarse compuestos tóxicos derivados de agroquímicos.

El balance de oxígeno en el agua, se ve afectado por sustancias que consumen oxígeno, tales como desechos orgánicos que se oxidan bioquímicamente o aquellos casos en que se da una reducción inorgánica.

Los aceites y detergentes que se encuentran en las aguas residuales son de las principales sustancias que entorpecen la transferencia de oxígeno a través de la interfase aire-agua.

A mayor temperatura del agua habrá menor concentración de oxígeno en el líquido. Es por eso que otra forma de contaminación del agua, además de los diferentes productos químicos, es cuando las aguas residuales fueron sometidas a situaciones que elevaron su temperatura.

Los sólidos inertes en suspensión o disueltos pueden causar problemas cuando existen en altas concentraciones. Por ejemplo, altas concentraciones de arcillas en el agua para riego podrían modificar el crecimiento de los cultivos, residuos de la minería podrían afectar la posibilidad del uso del agua para consumo humano.

II. JUSTIFICACIÓN

El uso de aguas residuales en la agricultura puede aumentar el ingreso de materia orgánica y nutrientes a los suelos cultivados lo cual contribuye a mantener e incrementar la fertilidad del mismo. No obstante, su uso sin un tratamiento previo puede traer efectos ambientales nocivos, que deterioran la calidad del suelo, debido al alto contenido de sales y contribuir a problemas de drenaje e inundaciones, lo cual favorece el proceso de desnitrificación, que consiste en la liberación de óxidos de nitrógeno desde el suelo hacia la atmósfera.

Ello afecta negativamente la economía del agricultor y pueden afectar de igual manera el ambiente. Por este motivo se deben buscar alternativas como la aplicación de vermicomposta que es una enmienda orgánica con el fin de garantizar que su utilización no sólo mejore la fertilidad y productividad del suelo, sino que conlleve a mantener la calidad de este recurso favoreciendo la mineralización del nitrógeno que es un elemento fundamental para el crecimiento de las plantas, ya que es un nutriente esencial que debe encontrarse en el suelo en determinadas cantidades para obtener un desarrollo óptimo de los cultivos.

III. HIPÓTESIS

La adición de vermicomposta favorecerá el proceso de nitrificación y disminuye la emisión de N_2O en un suelo agrícola regado con agua residual.

IV. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto de la adición de vermicomposta en el proceso de nitrificación y desnitrificación en un suelo agrícola regado con agua residual.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1.- Determinar las características fisicoquímicas del suelo.

2.- Determinar las características de la vermicomposta.

3.- Determinar las características del agua residual.

4.- evaluar el efecto de la adición de vermicomposta sobre la dinámica desnitrificación (N_2O) y otros gases como el CO_2 y el CH_4 en el suelo llevado a diferente contenido de agua (40, 60,80 y 100% CRA).

5.- Evaluar el efecto de la adición de la vermicomposta sobre la dinámica de nitrificación (NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-) en el solo llevado a diferente contenido de agua (40, 60,80 y 100% CRA).

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. SITIO DE MUESTREO DEL SUELO

El suelo fue obtenido de la Localidad de La Magdalena, situado en el municipio de Venustiano Carranza, Michoacán (20°07' de latitud norte y 102°39' de longitud oeste) a una altura de 1,539 msnm (INEGI, 2011). Se tomaron tres muestras de suelo por triplicado a una profundidad de 15 a 30 cm de la superficie y se colocaron en bolsas de polietileno etiquetadas. Estas muestras se trasladaron al laboratorio de suelos del CIIDIR-IPN Michoacán donde se secaron al aire, se molieron en un mortero de porcelana y se tamizaron a través de una malla 2 mm de apertura de trama.

Se obtuvieron dos grupos de tratamiento: Suelo más agua residual (S+AR) y suelo más agua residual más vermicomposta (S+AR+VC). Se les añadió 25 mg de vermicomposta equivalente a 1 g C kg⁻¹ de suelo.

5.2. SITIO DE MUESTREO DEL AGUA

La toma de muestra de agua residual fue obtenida el 19 de Enero de 2012, del dren de Pajacuarán, (Longitud 102° 41' 07'', Latitud 20°09'59''), el cual está ubicado a 1524msnm; perteneciente del Distrito de Riego 024. Se utilizaron garrafas de plástico de 5 litros, las cuales fueron puestas en hielo hasta su llegada al laboratorio y posteriormente se les realizó la caracterización confirmatoria.

5.3. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL SUELO

La caracterización del suelo se realizó al determinar los siguientes parámetros por los métodos descritos a continuación:

- 1.- La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se midió por el método PZNC (print of zero net charge) (Uehara y Gillman, 1982).
- 2.- El pH se determinó en una suspensión de suelo: agua relación 1:5 p/v (Thomas, 1996).
- 3.- La humedad y la capacidad de retención de agua (CRA) se determinó de acuerdo a las técnicas establecidas para suelos (Alef y Nannipieri *et al.*, 1990).
- 4.- La conductividad eléctrica se midió directamente con un conductímetro en el extracto del suelo saturado con agua (Rhoades *et al.*, 1989).
- 5.- La textura se determinó de acuerdo al método de Bouyoucos (Gee y Bauder, 1986).
- 6.- El N total se cuantificó por digestión Kjeldahl (Bremner, 1996).
- 7.- El P disponible se midió por la técnica de Olsen *et al.*, (1954).
- 8.- El C inorgánico se calculó adicionando 5 ml de una solución de HCl 1M a 1 g de suelo secado al aire y atrapando el CO₂ liberado en 20 ml de NaOH 1M (APHA AWWA WPCF, 1989).

5.4. CARACTERIZACIÓN DE LA VERMICOMPOSTA

Se utilizó la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) y fue elaborada con estiércol de bovino. El vermicomposteo se llevó a cabo por aproximadamente tres meses. Fue caracterizada siguiendo las instrucciones de la norma NMX-FF-109-SCFI-2008. Se determinó el carbono, pH, conductividad eléctrica (CE), humedad, cenizas, materia orgánica, porcentaje

de germinación, densidad aparente, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , fósforo, fierro, zinc, cobre, manganeso, calcio, magnesio, sodio, y potasio.

5.5. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

La caracterización del agua se llevó a cabo por medio de un equipo multisensor Hidrolab[®] y posteriormente se hizo el análisis en el laboratorio para confirmar los resultados. Se determinó la salinidad, sólidos disueltos totales, amonio, amoníaco, nitratos, cloruros, pH; además de la determinación de los siguientes índices: relación de adsorción de sodio (RAS), porcentaje de sodio posible (PSP), porcentaje de sodio intercambiable (PSI).

5.6. DETERMINACIÓN DE LA DINÁMICA DE DESNITRIFICACIÓN (N_2O)

Se tomaron tres factores (suelo, contenido de agua, vermicomposta) con 9, 4, 2 niveles, respectivamente. El total de muestras fueron 72 por duplicado. A 5g de suelo seco se les acondicionó diferente contenido de agua 40, 60, 80 y 100% de su CRA, utilizando agua residual. Las muestras de suelo se colocaron en botellas selladas y se incubaron a 25 °C durante 7 días, efectuando una incubación anaerobia. El mismo procedimiento se llevó a cabo con muestras de suelo enmendadas con 25 mg de vermicomposta, equivalente a 1g C kg⁻¹.

La emisión de N_2O y CO_2 producidos se analizaron los días 1, 3 y 7 tomando muestras no destructivas en un cromatógrafo de gases Agilent 4890D equipado con un detector de captura de electrones (ECD), el gas acarreador fue N_2 que fluyó a 5ml min⁻¹ con una columna J& Scientific 65Q, 30m, 530 μm , con una temperatura del detector, inyector y horno de 225, 100 y 35°C respectivamente.

El metano CH₄ se analizó en un cromatógrafo de gases Agilent 4890D equipado con un detector de ionización de llama (FID) con una columna APORAPAK Q 80/100 12'X1/8X0.085', con la temperatura del detector de 310°C, inyector de 100°C y del horno a 32°C, se utilizó como gas acarreador He fluyendo a 25ml min⁻¹.

Las concentraciones de N₂O, CO₂, y CH₄ se calcularon comparando las áreas de los picos contra una curva estandar preparada a partir de de concentraciones conocidas, es decir, 1 ppm y 10 ppm N₂O, 1500 ppm CO₂ en N₂ y 5 ppm CH₄ en N₂.

5.7. PRE-ACONDICIONAMIENTO DEL SUELO (PARA LA DINÁMICA DE NITRIFICACIÓN)

Después de realizar el muestreo de suelos se tamizaron de forma separada (cada sitio), utilizando una malla de 2 mm de apertura de trama. Posteriormente, los suelos se acondicionaron al 40, 60, 80 y 100% de su CRA (se utilizó agua residual) y se pre incubaron durante siete días antes de iniciar los experimentos, esto con la finalidad de activar la biomasa microbiana presente en el suelo en condiciones aeróbicas y anaeróbicas. El suelo se colocó en charolas de plástico, que permanecieron abiertas dentro de contenedores. En los contenedores se colocaron dos frascos, uno con agua para evitar que el suelo perdiera humedad y el otro con NaOH 1M para evitar la acumulación de bióxido de carbono (CO₂).

5.8. DETERMINACIÓN DE LA DINÁMICA DE NITRIFICACIÓN (NH₄⁺, NO₂⁻, y NO₃⁻)

Del suelo preincubado, se colocaron 180 muestras de 10 g de suelo, en frascos de vidrio de 120 ml, Estos se pusieron en jarras de vidrio de 945 ml conteniendo 10 ml de agua destilada y un vial con 20 ml de solución de NaOH 1M para atrapar el CO₂ liberado.

Las jarras se sellaron con sus tapas y se incubaron en condiciones de oscuridad. Las jarras se abrieron dos veces por semana, aireándolos por 10 minutos para evitar condiciones anaerobias. Se tomaron frascos aleatoriamente al tiempo 0, 1, 3, 7, 14 y 28 días, tomando muestras destructivas. Para determinar el N inorgánico se realizó una extracción con 50 ml de una solución K_2SO_4 0.5M. Este extracto se agitó por 45 minutos a 80 rpm en un equipo TS-100 ORBITAL SHAKER y se filtró a través de papel filtro Whatman No 42[®]. Los contenidos de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- se determinaron por técnicas colorimétricas (APHA AWWA WPCF, 1989).

5.9. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se realizaron análisis de varianza a las características del suelo, la producción de CO_2 , N_2O , CH_4 y concentraciones de N inorgánico (NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-) usando PROC GLM para determinar diferencias significativas entre los sitios ($P < 0.05$) prueba de Duncan, utilizando el paquete estadístico SAS (SAS Institute 1989).

VI. RESULTADOS

6.1. CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICA DEL SUELO

En el Cuadro 1 se muestra la caracterización fisicoquímica del suelo. Con base en los resultados obtenidos de la caracterización del suelo, es un suelo franco arcillo arenoso ya que presentó 54.11% arena, 30.18% arcilla y 15.71% limo es ligeramente alcalino ya que presenta un pH de 8.28.

Cuadro 1. Caracterización fisicoquímica del suelo.

VARIABLE	VALOR
% arena	54.11
% arcilla	30.18
% limo	15.71
Ph	8.28
%Humedad	15.94
Capacidad de retención de agua (CRA)	80.74
Conductividad eléctrica (CE) (mS/m)	144
Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	35.07
Fósforo disponible (PD) (mg/Kg)	12.84
Nitrógeno total (NT) (%)	0.05
Amonio (mg N/kg)	2.30
Nitritos (mg N/kg)	0.011
Nitratos (mg N/kg)	0.54
C inorgánico (mg C/kg)	400

Cada valor representa la media de tres experimentos independientes por triplicado.

De acuerdo a la interpretación de la salinidad de suelos contra la conductividad eléctrica (cuadro 2) de la NOM-021-RECNAT-2000 presentó salinidad despreciable y un alto contenido de fósforo disponible (12.84 mg/Kg) (Cuadro 3). Por otro lado, de acuerdo a la

caracterización, se pudo observar que tiene un bajo contenido de Nitrógeno total (0.05%) de acuerdo al método de Kjeldal (Cuadro 4).

Cuadro 2. Interpretación de la salinidad de suelos contra conductividad eléctrica.

(NOM-021-RECNAT-2000).

CEmS m⁻¹ a 25 °C	Efectos
< 1000	Salinidad despreciable
1100-2000	Ligeramente salino
2100-4000	Moderadamente salino
4100-8000	Suelo salino
8100-16000	Fuertemente salino
>16000	Muy fuerte salino

Cuadro 3. Interpretación de resultados Fósforo Olsen.

(NOM-021-RECNAT-2000).

Clase	Mg/Kg⁻¹ de P
Bajo	< 5.5
Medio	5.5-11
Alto	>11

Cuadro 4. Interpretación de resultados N por el método Kjeldal.

(NOM-021-RECNAT-2000).

Clase	Nitrógeno total %
Muy bajo	< 0.1
Bajo	0.1-0.2
Medio	0.2-0.5
Alto	0.5-0.1
Muy alto	>1

El N presente en el suelo bajo formas orgánicas no está disponible como tal para las plantas, sino que para ser absorbido tiene que pasar a formas inorgánicas, como NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- , y este suelo presentó 2.30, 0.011 y 0.54 mg N/kg, respectivamente. La suma de estas formas inorgánicas, representa el N inorgánico (2.851 mg/kg) y de acuerdo al cuadro 5, y de acuerdo a la norma, el suelo contiene muy poco de N inorgánico. Estas formas inorgánicas son transitorias en el suelo, por lo cual las cantidades de N inorgánico son extremadamente variables y es muy importante para la nutrición vegetal.

Cuadro 5. Interpretación de resultados de N inorgánico

(NOM-021-RECNAT-2000).

Clase	N inorgánico en el solo mg/kg
Muy bajo	0 - 10
Bajo	10 - 20
Medio	20 - 40
Alto	40 - 60
Muy alto	> 60

6.2. CARACTERIZACIÓN DE LA VERMICOMPOSTA

En el cuadro 6 se observan los valores obtenidos en la caracterización fisicoquímica de la vermicomposta a partir del estiércol de bovino, obteniendo valores de pH de 8.4, una CE de 155 mS/m, con un óptimo porcentaje de humedad (32.92 %) ya que debe estar del 20 al 40%, así como de una buena cantidad de materia orgánica de (47.09%) y una densidad aparente de 0.56 g/ml. Esto indicó que la vermicomposta cumplió con los requisitos de madurez ya que estos valores se encontraron dentro del intervalo señalado por la NMX-FF-109-SCFI-2008, por la cual fue caracterizada (cuadro 7).

Cuadro 6. Caracterización fisicoquímica de la vermicomposta

VARIABLE	VALOR
• Carbono	189.3 g/kg
• pH	8.412
• Conductividad eléctrica	155 mS/m
• Humedad	32.92 %
• Cenizas	36.1%
• Materia orgánica	47.09%
• % de Germinación	90 % (72 hrs)
• Densidad aparente	0.56 g/cm ³
• NO ₂ ⁻	5.381 mg/Kg
• NO ₃ ⁻	686.50 mg/Kg
• NH ₄ ⁺	70.387 mg/Kg
• Fósforo	198.83 mg/Kg
• Hierro	4.4667 mg/Kg
• Zinc	10 mg/Kg
• Cobre	0.8667 mg/Kg
• Manganeso	88 mg/Kg
• Calcio	23.4198 cmol/Kg
• Magnesio	6.0356 cmol/Kg
• Sodio	2.6081 cmol/Kg
• Potasio	15.26 cmol/Kg

Cada valor representa la media de tres experimentos independientes por triplicado.

Cuadro 7. Especificaciones de análisis fisicoquímicos del humus de lombriz (NMX-FF-109-SCFI-2008).

CARACTERISTICAS	VALOR
Nitrógeno total	De 1 a 4% (base seca)
Materia orgánica	De 20% a 50% (base seca)
Humedad	De 20 a 40% (sobre materia humedad)
pH	De 5.5 a 8.5
Conductividad eléctrica	≤ 400 mS/m
Densidad aparente sobre materia seca (peso volumétrico)	0.40 a 0.90 g mL ⁻¹

6.3. PROPIEDADES QUÍMICAS DEL AGUA RESIDUAL

La CE, mide la concentración de sales en el agua de riego, dando con este su calidad. Tomando como base la CE (0.001319 mS/m) que mide la concentración de sales y el RAS (3.0) que hace referencia a la proporción relativa en que se encuentra el ion sodio, calcio y magnesio y nos da una idea del riesgo de sodificación del complejo de cambio, el agua residual utilizada para este experimento (cuadro 8) se encontró apta para el riego de acuerdo al diagrama de Wilcox-Modelo GWW (Figura 5) que nos sirve para clasificar la calidad del agua. Ya que se encontró en una clasificación C1- S1 baja en sodio y puede usarse para el riego en la mayoría de los suelos.

Cuadro 8. Caracterización fisicoquímica del agua

VARIABLE	VALORES
Temperatura (°C)	22.44
CE (mS/m)	0.001319
Salinidad (mg/L)	0.69
Sólidos disueltos totales (mg/L)	0.8448
Amonio (mg/L)	7.52
Amoniaco (mg/L)	7.23
Nitratos (mg/L)	13.46
Profundidad (m)	1.75
% de oxígeno disuelto (mg/L)	2.4
Oxígeno disuelto (mg/L)	0.17
Cloruros (mg/L)	299
Ph	7.52
Relación de adsorción de sodio (RAS)	3.0
Porcentaje de sodio posible (PSP)	44.8
Porcentaje de sodio intercambiable (PSI)	4.5

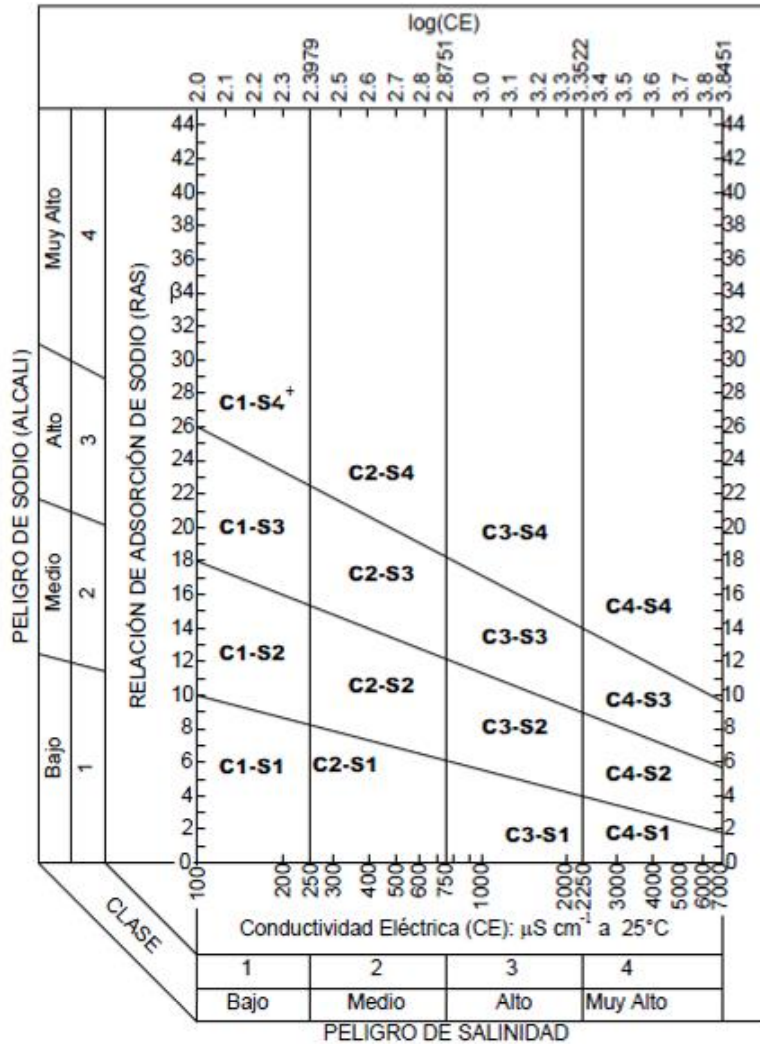


Figura 5. Diagrama para la clasificación de las agua para riego

(Medrano, 2001)

De acuerdo a la Figura 5, que se encuentra clasificadas las aguas como C1-S1 $0 \text{ mS/m} < \text{CE} > 25 \text{ mS/m}$, pueden usarse para riego en casi todos los tipos de suelo, la salinización de los suelos es mínima. En un $0 < \text{RAS} > 10$ son aguas que pueden usarse para el riego en la mayoría de los suelos y dar como resultado, pocas probabilidades de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable.

El agua de riego es una fuente importante de nutrientes, en esencial a lo referente a nitratos, desafortunadamente en la actualidad las aguas para uso agrícola tienen altos contenidos de NO_3^- , situación que no presenta esta agua ya que contiene 13.46 mg/L de NO_3^- que es igual a 0.2170 meq/L de NO_3^- y de acuerdo con el cuadro 9, podemos observar que el contenido es moderado.

Cuadro 9. Contenido permisible de nitratos, en aguas para uso agrícola

(Lomelí, 2009)

Contenido de nitratos en meq/L			
Bajo	Moderado	Alto	Muy alto
< 0.15	0.15-0.8	0.8-1.6	>1.6

6.4. DINÁMICA DE DESNITRIFICACIÓN

En la Figura 6a Se puede observar que el S+AR incubado a los diferentes CRAS, e incubado a los diferentes tiempos, la emisión de N_2O fue aumentando proporcionalmente al tiempo, presentando las mayores tasas el suelo incubado al 80 y 100 % CRA en comparación con el suelo incubado al 40 y 60 % CRA.

Hacia el tercer día de la incubación en el S+AR+VC, se produjo un importante aumento en las emisiones de N_2O en las condiciones anaeróbicas 80 y 100% CRA (Figura 6b), sin embargo para el séptimo día, esta emisión disminuyó. Bajo condiciones predominantemente aeróbicas (40 y 60% CRA) las emisiones de N_2O fueron bajas y prácticamente constantes en comparación con el suelo incubado al 80 y 100% CRA.

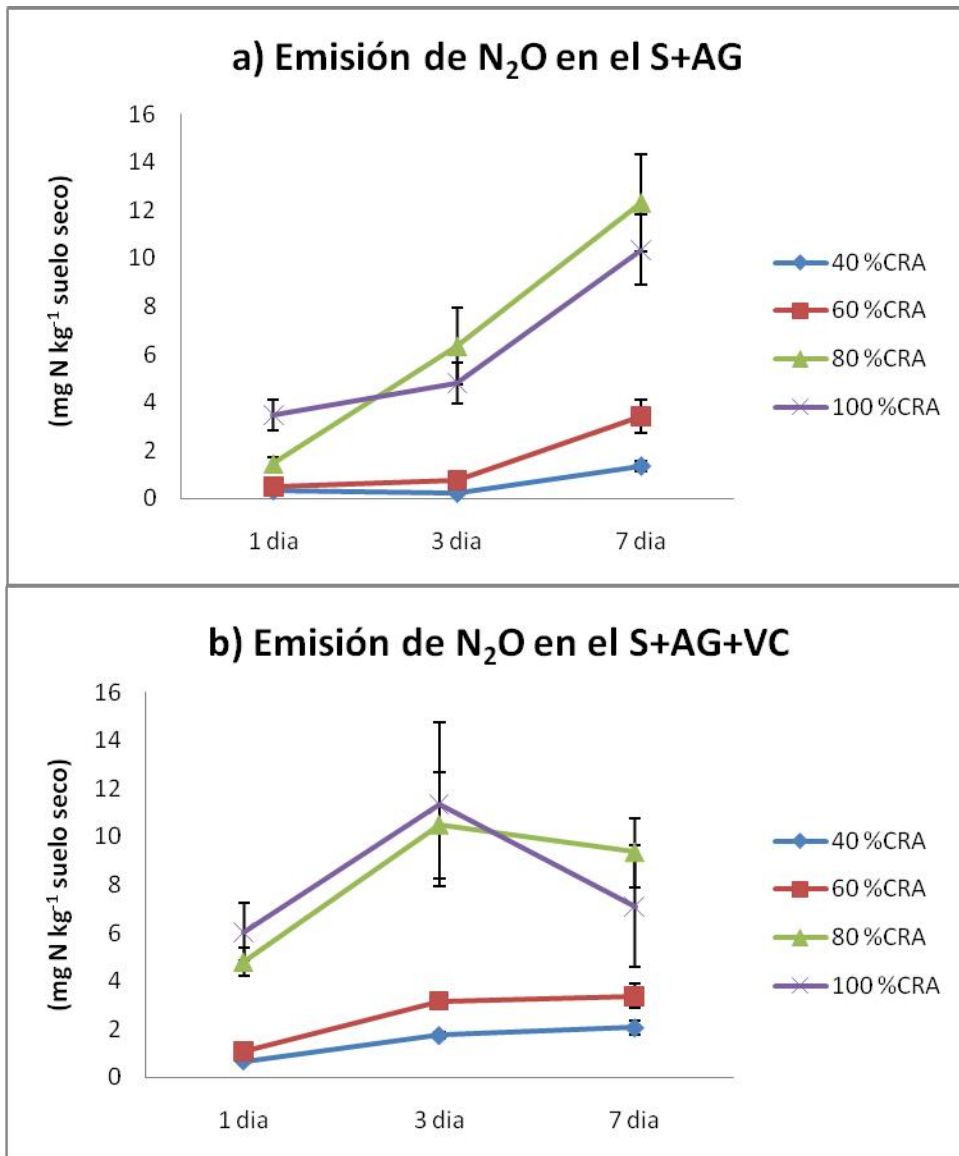


Figura 6. Efecto del tiempo en la emisión de N₂O en el suelo con y sin vermicomposta.

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta. Cada valor representa la media de nueve experimentos independientes por triplicado \pm error estandar.

En la Figura 7 se presentan los datos de la emisión de N₂O y se pudo apreciar que en el día 1, tanto el tratamiento del S+AR y el S+AR+VC incubado al 100% presentaron una tasa de emisión de N₂O significativamente mayor en comparación con el tratamiento del S+AR y el S+AR+VC incubado al 40 y 60 % CRA. Sin embargo, el S+AR+VC incubado al 100 % CRA presentó mayor emisión en comparación con el S+AR incubado al 100% CRA ($p \leq 0.05$).

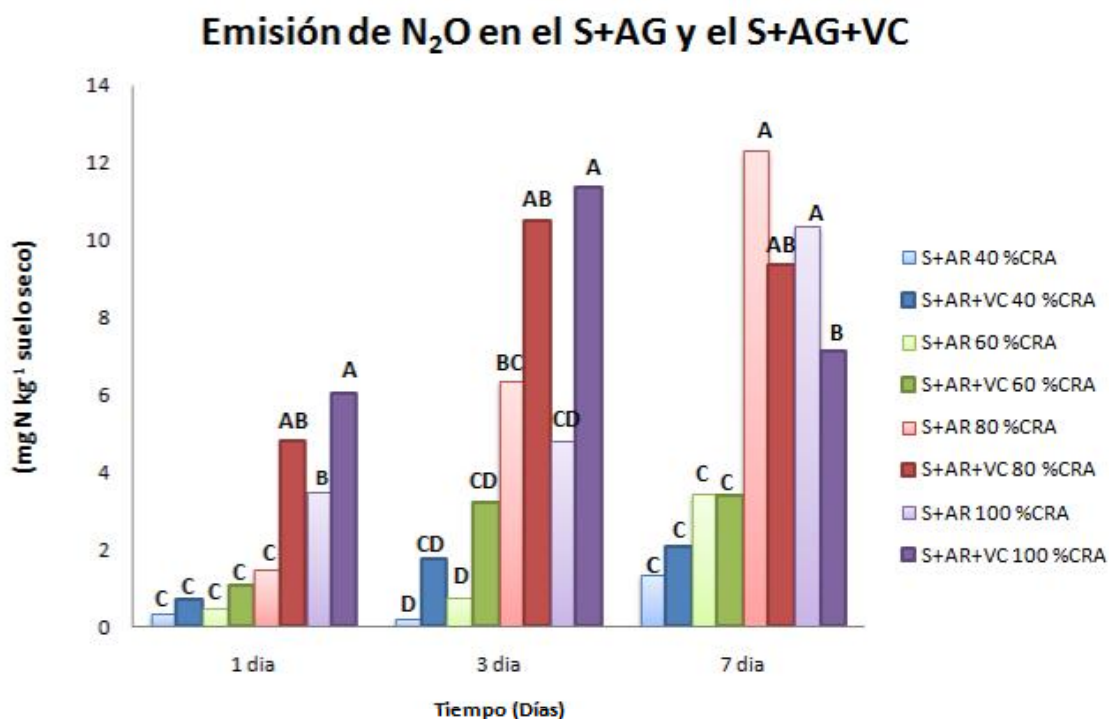


Figura 7. Emisión de N₂O en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta. Cada valor representa la media de nueve experimentos independientes por triplicado. Letras diferentes expresan diferencia significativa con $\alpha=0.05$ prueba de Duncan.

En el día 3 el S+AR+VC incubado al 100% y también el S+AR+VC incubado al 80% CRA presentaron mayor emisión de N₂O en comparación con el S+AR incubado al 100% CRA ($p \leq 0.05$); de igual manera, la emisión de N₂O en dichos contenidos de agua superó a la producida en los tratamientos del S+AR y el S+AR+VC incubado al 40 y 60% CRA ($p \leq 0.05$). Cabe señalar que dichos valores fueron similares a los presentados en el día 1.

Para el día 7 el comportamiento observado en los días anteriores se mantiene, nuevamente se observa como el S+AR y S+AR+VC incubado al 40 y 60 % CRA presentaron menor emisión de N₂O en comparación con el suelo incubado al 80 y 100% CRA. Sin embargo, comparando el S+AR y el S+AR+VC incubado al 100% CRA, éste último presenta menor emisión de N₂O ($p \leq 0.05$). En este tiempo, la concentración de N₂O emitida en este tratamiento disminuyó en comparación con lo observado en el día 1 y 3 que es que presentó la mayor emisión.

En la Figura 8 se muestra la emisión de metano (CH₄) en el S+AR (Figura 8a) y del S+AR+VC (Figura 8b). Donde se pudo observar que el S+AR en el primer día presentó mayor emisión de metano, disminuyendo esta emisión en el tercer día, sin embargo para el séptimo día tiende a aumentar. Presentando tendencias similares los diferentes contenidos de agua (40, 60, 80 y 100% CRA).

En el S+AR+VC incubado al 40, 60 y 80% CRA, tuvo un comportamiento parecido al S+AR, el cual presentó la mayor emisión de CH₄ en el primer día, disminuyendo hacia el tercer día, y para el séptimo día presentó un ligero incremento, en excepción de suelo incubado al 100% CRA, el cual disminuyó con respecto al tiempo.

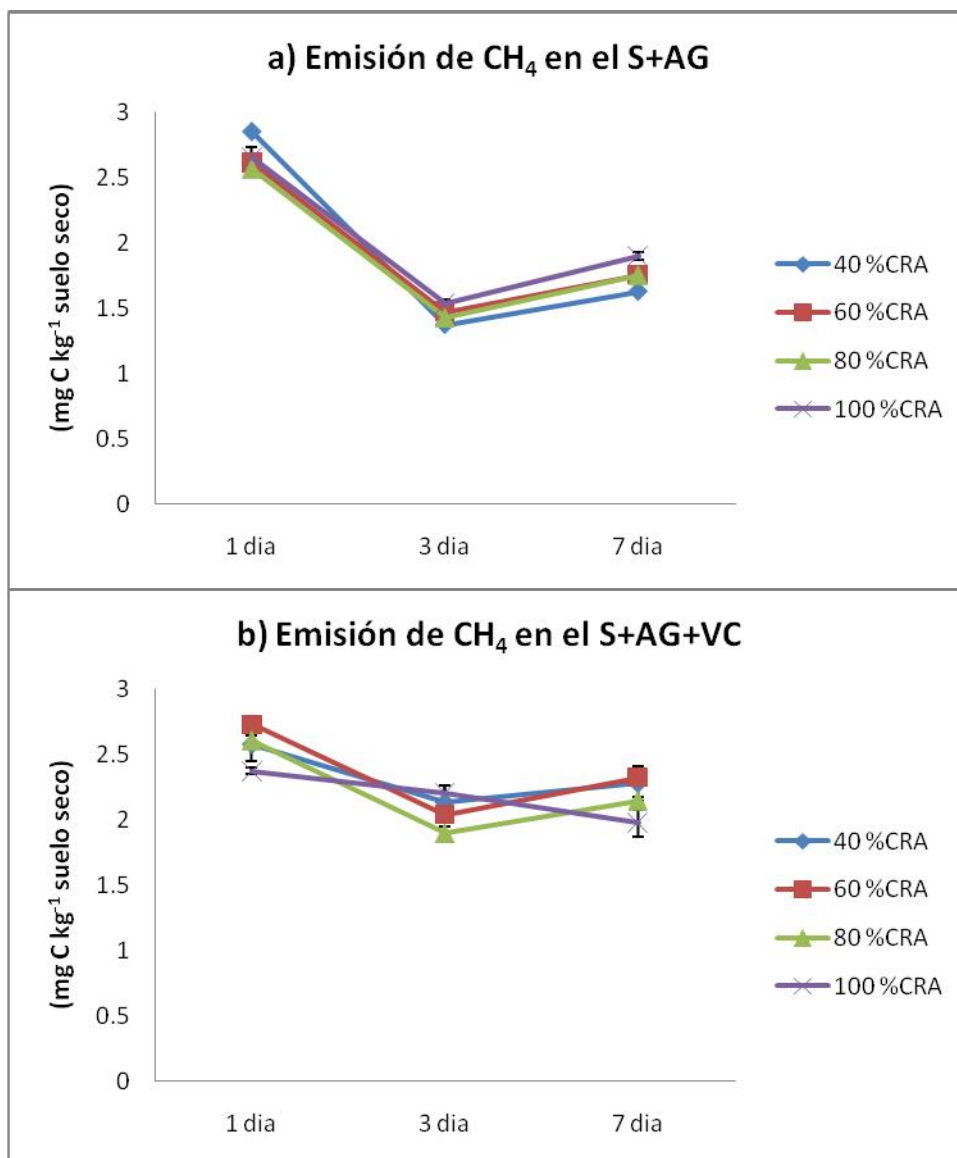


Figura 8. Efecto del tiempo en la emisión de CH₄ en el suelo con y sin vermicomposta.

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta Cada valor representa la media de nueve experimentos independientes por triplicado \pm error estandar.

En la Figura 9 se presentan los datos obtenidos en la emisión de CH₄ en el primero, tercer y séptimo día. En el primer día el S+AR incubado al 40% CRA presentó la mayor emisión de CH₄ en comparación con los diferentes contenidos de agua ($P \leq 0.05$), pero fue similar a la presentada por el S+AR+VC incubado al 60% CRA; de igual manera, este último tratamiento incubado al 100% CRA tuvo la menor emisión y fue semejante a la emisión presentada por el S+AR incubado al 80% CRA.

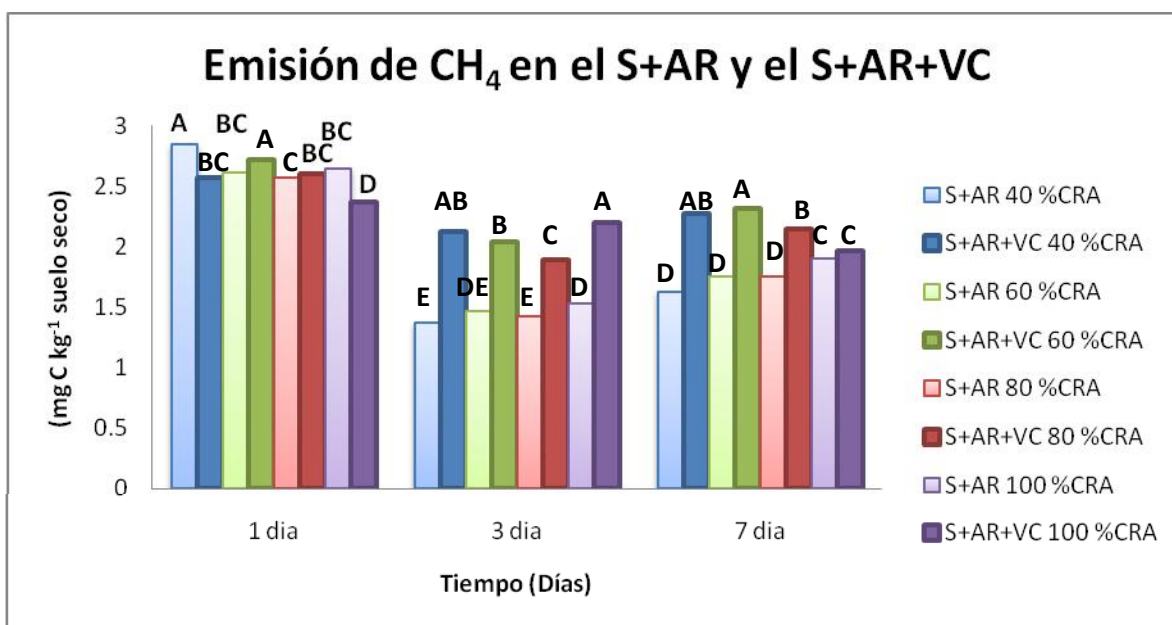


Figura 9. Emisión de CH₄ en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta. Cada valor representa la media de nueve experimentos independientes. Letras mayúsculas diferentes expresan diferencia significativa con $\alpha=0.05$ prueba de Duncan.

Sin embargo para el día 3, el suelo que presentó la mayor emisión de CH₄ es el que contiene vermicomposta. La mayor emisión se detectó en el suelo incubado al 100% CRA junto con el suelo incubado al 40 % CRA, seguido del suelo incubado al 60% y por último el de 80 % CRA del mismo tratamiento, y la menor emisión de CH₄ lo presenta el suelo sin enmienda ($P \leq 0.05$).

En el día 7 la mayor emisión de CH₄ lo presenta el suelo con enmienda (S+AR+VC) incubado al 40, 60 y 80% CRA en comparación con el suelo sin enmienda (S+AR) incubado al 40, 60 y 80% CRA ($p \leq 0.05$).

La acumulación de la tasa de producción de CO₂, la cual es indicativa de la cantidad de C que puede estar retenido en el suelo y que puede ser mineralizado por los microorganismos del mismo, se pudo observar en la Figura 10. En el S+AR, la acumulación de la tasa de producción de CO₂ en el suelo incubado al 40 y 60% CRA fue mayor en comparación con el suelo incubado al 80 y 100 % CRA ($p \leq 0.05$), sin embargo esta emisión tiende a aumentar con respecto al tiempo en los diferentes contenidos de agua (Figura 10a).

De igual manera que el S+AR, el S+AR+VC incubado al 40 y 60% CRA fueron los que presentaron mayor producción de CO₂ en comparación con el suelo incubado al 80 y 100% CRA ($p \leq 0.05$). Pero a diferencia del S+AR, el S+AR+VC el primer día fue el que presentó mayor producción de CO₂ en comparación con el tercer y séptimo día (Figura 10b).

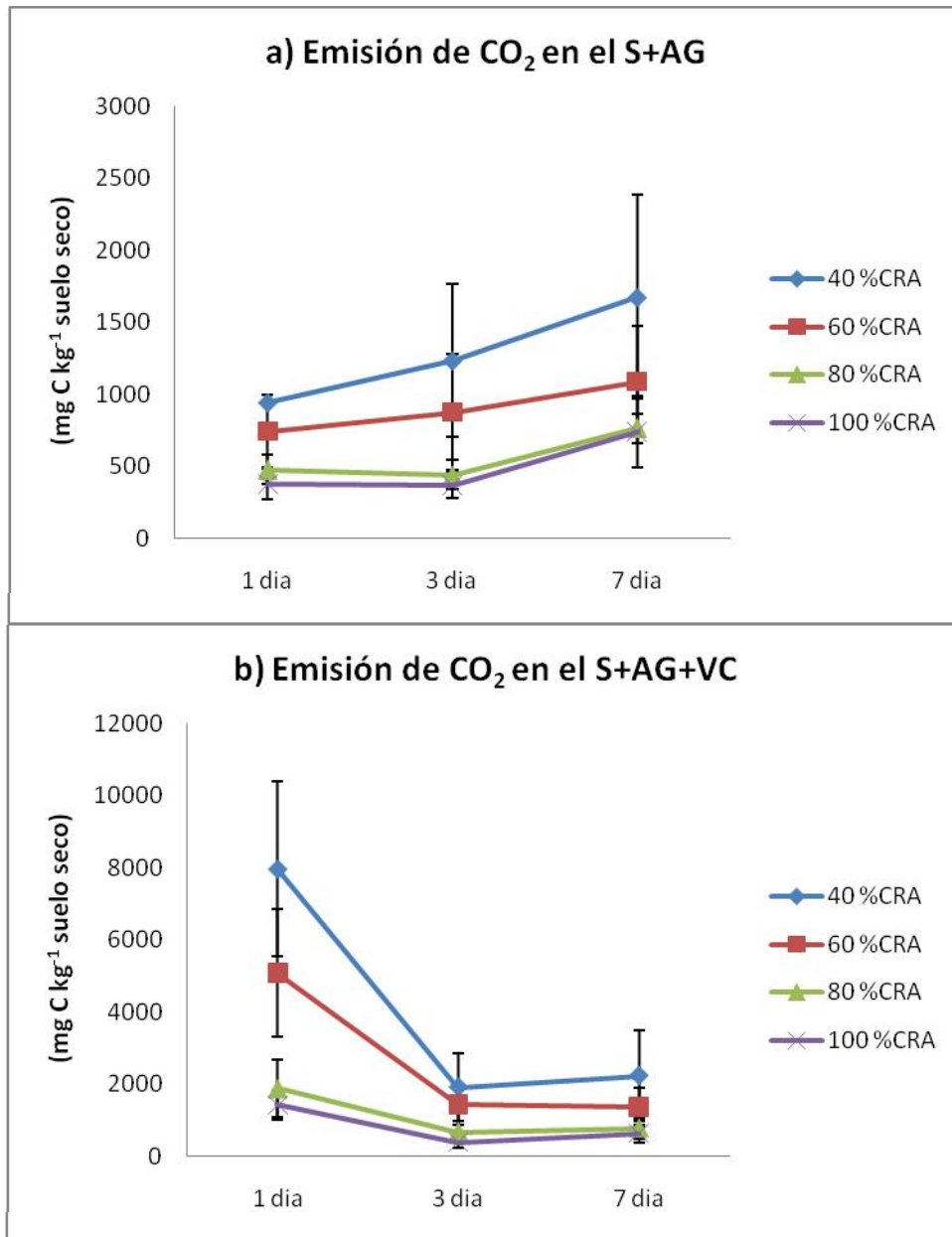


Figura 10. Efecto del tiempo en la emisión de CO₂ en el suelo con y sin vermicomposta.

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta Cada valor representa La media de nueve experimentos independientes por triplicado ± error estandar.

En la Figura 11, se pudo observar que el suelo con enmienda incubado al 40% CRA en el día 1, 3 y 7 es el que presentó la mayor producción de CO₂, en comparación con el S+AR y a los demás contenidos de agua ($p \leq 0.05$).

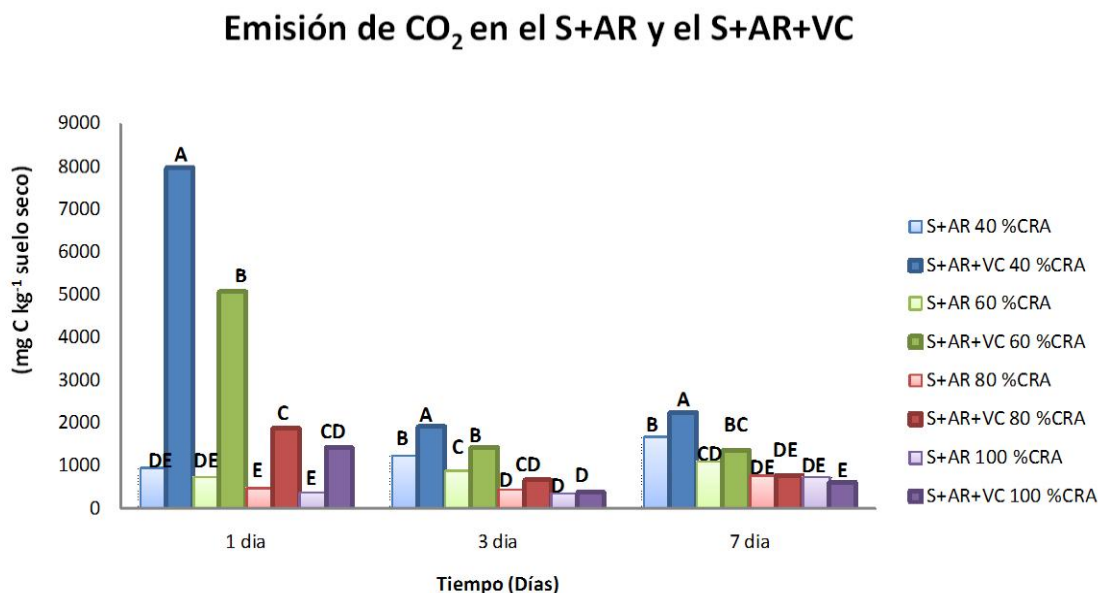


Figura 11. Producción de CO₂ en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta Cada valor representa la media de tres experimentos independientes. Letras mayúsculas diferentes expresan diferencia significativa con $\alpha=0.05$ prueba de Duncan.

El suelo incubado al 80 y 100% de CRA con y sin enmienda fue el que presentó menor producción de CO₂, esto se puede deber a la disponibilidad de oxígeno, ya que se ha establecido que la descomposición es incompleta y muy lenta en condiciones de anaerobiosis. Cuando los suelos se humedecen en forma tal que los macroporos quedan llenos de agua la descomposición de la materia orgánica queda limitada por la velocidad con que el oxígeno puede difundirse hasta los puntos con actividad microbiana (Mora *et al.*, 2007).

6.5. DINÁMICA DE NITRIFICACIÓN

El cuadro 10 presenta el efecto del tiempo en la concentración de amonio en el S+AR y en el S+AR+VC en los diferentes contenidos de agua. En el suelo incubado al 40% CRA. En el día 14 y 28 el contenido de NH_4^+ fue menor en el S+AR en comparación con el S+AR+VC ($p \leq 0.05$). El suelo incubado al 60 % CRA, en el día 0 el S+AR y el S+AR+VC no presentan diferencia significativa, sin embargo para el día 28 la concentración de NH_4^+ en el S+AR+VC fue mayor en comparación con el S+AR ($p \leq 0.05$).

Estos resultados fueron similares en el suelo incubado al 80% CRA en el cual el S+AR y el S+AR+VC no presentaron diferencia significativa en el día 0, pero al final en el día 28 la mayor concentración lo presentó el S+AR+VC. En el suelo incubado al 100% CRA el S+AR+VC en el día 0 y 3, fue el que presentó la mayor concentración de NH_4^+ comparado con los demás días (7, 14 y 28) ($p \leq 0.05$) y al pasar el tiempo esta concentración fue disminuyendo en los dos tratamientos, presentando la menor concentración NH_4^+ el S+AR en el 28.

Cuadro 10. Efecto del tiempo en la concentración de amonio en el suelo regado con agua residual con y sin vermicomposta a diferentes porcentajes de CRA

CONCENTRACIÓN DE NH₄⁺ (mg N kg⁻¹)																
CRA	DIA 0			DIA 3			DIA 7			DIA 14			DIA 28			
	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC
40	0.481 A	0.4646 A	0.4346 A	0.4283 A	0.419A	0.4700 A	0.279 B	0.4100 A	0.249 B	0.3980 A						
60	0.285 A	0.3156 A	0.1580 B	0.2896 A	0.175 B	0.1833 B	0.071 C	0.1803 B	0.014 D	0.1820 B						
80	0.491 A	0.4916 A	0.3556 CD	0.3936 B	0.324 D	0.4370 B	0.065 F	0.1153 E	0.014 F	0.1020 E						
100	0.563 B	0.6880 A	0.3390 CD	0.6440 A	0.307 D	0.5636 B	0.249 E	0.3716 C	0.017 F	0.2874 E						

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta
 Cada valor representa la media de nueve experimentos independientes por triplicado.
 Letras diferentes expresan diferencia significativa por fila, prueba de Duncan con $\alpha=0.05$

En el cuadro 11, se comparó la concentración de NH_4^+ en cada uno de los días en los dos tratamientos. En el cual se observó que en el día 0, 3 y 7 la concentración de NH_4^+ , el S+AR+VC incubado al 100% CRA fue el que presentó mayor concentración de NH_4^+ en comparación con los demás contenidos de agua ($p \leq 0.05$).

Cuadro 11. Concentración de NH_4^+ en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.

CONCENTRACIÓN DE NH_4^+ (mg N kg^{-1})						
TRATAMIENTO	CRA	DIA 0	DIA 3	DIA 7	DIA 14	DIA 28
S+AR	40	0.481 C	0.434 B	0.419B	0.279 B	0.249 B
	60	0.285 D	0.158 E	0.175 D	0.071 E	0.014 E
	80	0.491 C	0.355 DC	0.324 C	0.065 E	0.014 E
	100	0.563 B	0.339 D	0.307 C	0.249 BC	0.017 E
S+AR+VC	40	0.464 C	0.428 B	0.470 B	0.410 A	0.398 A
	60	0.315 D	0.289 D	0.183 D	0.180 CD	0.182 C
	80	0.491 C	0.393 BC	0.437 B	0.115 DE	0.102 C
	100	0.688 A	0.644 A	0.563 A	0.371 A	0.287 B

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta

Cada valor representa la media de nueve experimentos independientes por triplicado.

Letras diferentes expresan diferencia significativa por columna, prueba de Duncan con $\alpha=0.05$

En el día 14, el S+AR+VC incubado al 40 y 100% CRA fue el que presentó mayor concentración de NH_4^+ siendo mayor estadísticamente a los demás contenidos de agua. En el día 28 el S+AR+VC incubado al 40% CRA presentó mayor concentración de NH_4^+ , por el contrario el S+AR incubado al 60, 80 y 100% CRA presentó la menor concentración.

Con respecto a la concentración de nitritos se puede observar en el cuadro 12 que la concentración va disminuyendo con el tiempo (0 al 28 días) en los diferentes contenidos de agua, tanto en el suelo con y sin enmienda. En el suelo con enmienda incubado al 60% CRA en el día cero es el que presenta mayor concentración de NO_2^- ($0.2283 \text{ mg N kg}^{-1}$) comparado con los demás días ($p \leq 0.05$).

En el suelo incubado al 80% CRA el suelo con enmienda en el día 0 y 3 son los que presentan mayor concentración de NO_2^- en comparación con los demás días ($p \leq 0.05$). El suelo con enmienda incubado al 100% CRA en el día 3 y 7 presentó mayor concentración de NO_2^- en comparación con los demás días ($p \leq 0.05$).

En el cuadro 13 el S+AR+VC incubado al 60% CRA fue el que presentó mayor concentración de NO_2^- , presentando la menor concentración el suelo con y sin enmienda incubado al 100% CRA. Para el día tres el suelo más agua residual incubado al 60% CRA fue el que presentó mayor concentración de NO_2^- sin embargo no presentó diferencia significativa con el suelo con enmienda incubado al mismo contenido de agua y de nuevo el suelo incubado al 100% CRA presentó menor concentración NO_2^- en los dos tratamientos.

En los días 7, 14 y 28, el suelo más agua residual más vermicomposta incubado al 40% CRA fue el que presentó mayor concentración de NO_2^- , sin embargo no presentó diferencia significativa con el suelo sin enmienda incubado al mismo contenido de agua.

Cuadro 12. Efecto del tiempo en la concentración de nitritos en el suelo regado con agua residual con y sin vermicomposta a diferentes porcentajes de CRA.

CONCENTRACIÓN DE NO ₂ ⁻ (mg N kg ⁻¹)												
CRA	DIA 0		DIA 3		DIA 7		DIA 14		DIA 28			
	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC		
40	0.1532 AB	0.1489 AB	0.1408 B	0.1405 B	0.140 B	0.1637 A	0.100 C	0.1056 C	0.011 D	0.0123 D		
60	0.2165 B	0.2283 A	0.2044 C	0.1944 D	0.061 F	0.0744 D	0.007 G	0.0045 G	0.003 G	0.0066 G		
80	0.0759 B	0.1219 A	0.0872 B	0.1284 A	0.004 C	0.0061 C	0.005 C	0.0055 C	0.004 C	0.0053 C		
100	0.0117 C	0.0150 B	0.0273 B	0.0318 A	0.0058 D	0.00312 A	0.0058 DE	0.0043DE	0.001 E	0.0025 DE		

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta
Cada valor representa la media de nueve experimentos independientes por triplicado.

Letras mayúsculas diferentes expresan diferencia significativa por fila entre día 0, día 3, día 7, día 14 y día 28, prueba de Duncan con $\alpha=0.05$

Cuadro 13. Concentración de NO₂⁻ en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.

CONCENTRACIÓN DE NO ₂ ⁻ (mg N kg ⁻¹)						
TRATAMIENTO	CRA	DIA 0	DIA 3	DIA 7	DIA 14	DIA 28
S+AR	40	0.153 C	0.140 B	0.140 A	0.100 A	0.011 A
	60	0.216 B	0.204 A	0.061 C	0.007 B	0.003 D
	80	0.075 CD	0.087 C	0.004 E	0.005 B	0.004 CD
	100	0.011 E	0.027 D	0.005 E	0.005 B	0.001 D
S+AR+VC	40	0.148 C	0.140 B	0.163 A	0.105 A	0.012 A
	60	0.228 A	0.194 A	0.074 B	0.004 B	0.006 B
	80	0.121 D	0.128 B	0.006 E	0.005 B	0.005 BC
	100	0.015 E	0.031 D	0.031 D	0.004 B	0.002 D

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta
 Cada valor representa la media de nueve experimentos independientes por triplicado.
 Letras diferentes expresan diferencia significativa por columna, prueba de Duncan con $\alpha=0.05$

La concentración de NO₃⁻ fue aumentando con respecto al tiempo, como se muestra en el cuadro 14. Donde se puede observar que en el suelo incubado al 40 % CRA el suelo con enmienda en el día 7, 14 y 28 la concentración va aumentando (3.911, 3.935 y 4.0834 mg N kg⁻¹, respectivamente) presentado diferencias significativas con el suelo sin enmienda. Esta tendencia es similar para el suelo incubado al 60% CRA donde la mayor concentración lo presentó el suelo con enmienda en el día 7, 14 y 28, comparado con el día 0 y 3.

El suelo con y sin vermicomposta incubado al 80% CRA no presentaron diferencia significativa en los primeros días (en el día 0 y 3), sin embargo, para el día 14 y 28 se pudo observar mayor concentración de NO₃⁻ en el suelo con enmienda. En el suelo incubado al 100% las menores concentraciones se observaron en el día 0 y 3, presentando la mayor

concentración el suelo con enmienda en el día 28 y de nuevo esta concentración va aumentado con respecto al tiempo, tendencias similares en los diferentes contenidos de agua.

En el cuadro 15 se pudo observar que en los diferentes días (0, 3, 7, 14 y 28), el suelo más agua residual más vermicomposta incubado al 60% CRA presentó mayor concentración de NO_3^- . Sin embargo, en los primeros días (0 y 3) no mostró diferencia significativa con el suelo más agua residual incubado al mismo contenido de agua. Solo los días 7, 14 y 28 presentaron diferencia significativa con este suelo. Estos resultados concuerdan con los presentados en el cuadro 14 que al pasar el tiempo presentó diferencia significativa entre los tratamientos.

Cuadro 14. Efecto del tiempo en la concentración de nitratos en el suelo regado con agua residual con y sin vermicomposta a diferentes porcentajes de CRA

CONCENTRACIÓN DE NO ₃ ⁻ (mg N kg ⁻¹)															
CRA	DIA 0			DIA 3			DIA 7			DIA 14			DIA 28		
	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	S+AR	S+AR+VC	
40	1.742 F	2.227 DE	2.320 CDE	2.547 CD	1.980 EF	3.931 A	3.145 B	3.915 A	2.701 C	4.784 A					
60	2.402 D	2.693 CD	3.372 B	3.567 B	2.949 BCD	4.578 A	4.382 A	4.629 A	3.217 B	4.970 A					
80	0.742 F	1.278 F	2.350 E	2.557 DE	2.774CDE	3.042 CD	3.311 C	3.866 A	3.062 CD	4.083 A					
100	0.268 F	0.433 F	0.752 E	0.897 E	2.392 C	2.900 B	1.443 D	2.980 B	1.206 D	3.433 A					

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta

Cada valor representa la media de tres experimentos independientes por triplicado.

Letras mayúsculas diferentes expresan diferencia significativa entre día 0, día 3, día 7, día 14 y día 28, prueba de Duncan con $\alpha=0.05$

Cuadro 15. Concentración de NO₃⁻ en suelo con y sin vermicomposta a diferentes contenidos de agua.

CONCENTRACIÓN DE NO ₃ ⁻ (mg N kg ⁻¹)						
TRATAMIENTO	CRA	DÍA 0	DÍA 3	DÍA 7	DÍA 14	DÍA 28
S+AR	40	1.742 BC	2.320 B	1.980 D	3.145 C	2.701 D
	60	2.402 A	3.372 A	2.949 C	4.382 C	3.217 C
	80	0.742 DE	2.350 B	2.774 C	3.311 C	3.062 CD
	100	0.268 E	0.752 C	2.392 CD	1.443 E	1.206 E
S+AR+VC	40	2.227 AB	2.547 B	3.931 B	3.915 B	4.784 A
	60	2.693 A	3.567 A	4.578 A	4.629 A	4.970 A
	80	1.278 CD	2.557 B	3.042 C	3.866 B	4.083 B
	100	0.433 E	0.897 C	2.900 C	2.980 D	3.433 C

S+AR= suelo + agua residual, S+AR+VC= suelo + agua residual + vermicomposta

Cada valor representa la media de nueve experimentos independientes por triplicado.

Letras diferentes expresan diferencia significativa por columna, prueba de Duncan con $\alpha=0.05$

VII. DISCUSIÓN

7.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO

Las propiedades físicas y químicas del suelo tienen una influencia notable sobre la cantidad de microorganismos, las concentraciones de sustratos, enzimas y nutrientes inorgánicos en el suelo y en consecuencia sobre las actividades microbiológicas y bioquímicas.

En cuanto al pH en el suelo se encontró ligeramente alcalino. El pH es muy importante ya que la acidez o la alcalinidad influyen directamente en la proliferación de muchos microorganismos del suelo y afecta de forma significativa la disponibilidad y la asimilación de nutrientes y ejerce una fuerte influencia sobre la estructura del suelo. Por ejemplo los suelos con pH elevados presentan en abundancia el catión Na^+ provocando toxicidad en las plantas por problemas osmóticos y altera la capacidad de las plantas de extraer nutrientes del suelo por una insolubilización de elementos como el hierro, fósforo, manganeso, cobre y zinc (Sánchez *et al.*, 2005).

Un suelo alcalino puede ser un suelo arcilloso que presenta una seria deficiencia en cuanto a la permeabilidad del riego, resultando en zonas anegadas por lluvias o por riego, como consecuencia de su filtrado defectuoso causado por la presencia de zonas calcáreas compactas a ciertas profundidades. Los resultados de la determinación de conductividad eléctrica (CE) sugieren que en este suelo no existen problemas relacionados con el contenido de sales ya que presenta una $\text{CE} < 200 \text{ mS/m}$.

Presentó un alto contenido de fósforo disponible que corresponde a una pequeña fracción del fósforo total contenido en el suelo, reflejando parte del fósforo del suelo en solución y aquella que se encuentra en la fase sólida, susceptible de ser asimilada por las plantas. El análisis de suelo, proporcionó solo un índice del fósforo disponible en el suelo para las plantas, de tal manera este valor corresponde a un reflejo del suministro natural del suelo, lo que por diferencia con los requerimientos de fósforo de la especie de plantas a utilizar, permiten estimar las necesidades de fósforo a suplementar como fertilizante (Rojas, 2006).

Por otro lado la carencia de N en los microorganismos puede afectar el crecimiento, por lo que la población microbiana no tendrá un desarrollo óptimo. En contraste, demasiado nitrógeno permite el crecimiento microbiano rápido y acelera la descomposición, pero además éste puede ser liberado como amoníaco, y el nitrógeno aprovechable pueda escapar en forma de gas (Brook *et al.*, 2001).

7.2. CARACTERIZACIÓN DE LA VERMICOMPOSTA

La vermicomposta es una técnica que permite reciclar los desechos orgánicos que se vuelven contaminantes para obtener materia orgánica (humus de lombriz), y proteínas (sirven para alimentar peces, aves, cerdos).

La vermicomposta utilizada en esta investigación cumplió con los requisitos de madurez ya que los valores obtenidos se encontraron dentro del intervalo señalado por la norma NMX-FF-109-SCFI-2008

La vermicomposta además presentó un 90 % de germinación, comparando este resultado con lo mencionado por Vanero *et al.*, (2007), los valores del índice de germinación (IG) $\geq 80\%$ indican que no existen sustancias fitotóxicas que impidan la germinación de las semillas o bien que estas sustancias se encuentran en muy bajas concentraciones; si el IG $\leq 50\%$ indica una fuerte presencia de sustancias fitotóxicas capaces de inhibir el crecimiento y desarrollo de las plantas. Por lo tanto la vermicomposta está libre de sustancias fitotóxicas.

La vermicomposta mejora las propiedades fisicoquímicas del suelo, como la aeración, la permeabilidad y el pH, además que es fuente de energía, que ayuda a incrementar y diversificar la flora microbiana (1gr de humus contiene aproximadamente 2 billones de microorganismos vivos), que al ponerse en contacto con el suelo, aumenta la capacidad biológica de éste y como consecuencia su capacidad de producción vegetal (Stanford *et al.*, 2000).

Por otro lado el carbono y los nutrientes presentes en la vermicomposta, fueron mayores que los encontrados en el suelo, lo que significa que al ser adicionada benefició en cuanto a nutrientes y materia orgánica.

Meléndez (2003), reportó que el contenido de materia orgánica en la enmienda tiene un efecto positivo sobre la fertilidad de los suelos y demostró que incrementos mínimos de materia orgánica mejoran las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

7.3. PROPIEDADES QUÍMICAS DEL AGUA RESIDUAL

La calidad del agua está determinada por la presencia y la cantidad de contaminantes, factores fisicoquímicos tales como pH y conductividad eléctrica, cantidad de sales entre otras, los criterios, estándares y objetivos de calidad de agua varían dependiendo del uso. La calidad del agua usada con fines agrícolas es determinante para la producción y calidad en la agricultura, mantenimiento de la productividad del suelo de manera sostenible.

En el análisis fisicoquímico realizado en el agua residual se observó que es apta para el riego, sin embargo, el riego con aguas residuales no tratadas proporciona contaminantes como metales pesados y químicos orgánicos al suelo, además cuando se aplican volúmenes grandes y por periodos largos, incrementa la conductividad eléctrica y contenido de sodio, provocando salinización en algunos suelos.

Los problemas de calidad agrícola del agua están relacionados con los efectos de la salinidad de las mismas sobre el desarrollo de los cultivos, la concentración de ciertos iones como Na, Cl, y el B en el agua, causan toxicidad en los cultivos sensibles, los contenidos relativamente altos de sodio, o bajos de calcio en el agua reducen la velocidad con que el agua de riego se infiltra en el suelo y los excesos de nutrientes reducen los rendimientos de los cultivos sensibles (Silva *et al.*, 2006).

En medios salinos aunque exista una humedad elevada, las plantas sufren estrés hídrico, se secan y acaban muriendo, ya que las sales solubles elevan la presión osmótica de la

solución del suelo y el agua tiende a pasar de las soluciones menos concentradas a las más concentradas. Con el objeto de diluir éstas últimas e igualar las presiones osmóticas de ambas, se comprende que cuando la concentración salina de la solución del suelo es superior a la del jugo celular de las plantas, el agua tenderá a salir de éstas últimas hacia la solución del suelo (García y Dorronsoro, 2001).

La agricultura, desde su comienzo, ha provocado situaciones de salinización, cuando las técnicas aplicadas no han sido las correctas, particularmente el riego, ha provocado desde tiempos remotos procesos de salinización de diferente gravedad, cuando se han empleado aguas conteniendo sales sin el debido control, acumulándose directamente en los suelos o contaminando los niveles freáticos.

Si la proporción de sodio es alta, será mayor el peligro de sodificación y al contrario, si predomina el calcio y el magnesio, el peligro es menor. El RAS en una solución del suelo, se relaciona con la adsorción de sodio y en consecuencia esta relación puede usarse como índice de sodio o del peligro de sodificación que tiene dicha agua (Medrano, 2001).

Por lo general, las modificaciones del medio poroso de los suelos, se deben a diferentes niveles de sodio intercambiable. Cuando los iones de calcio se encuentran adsorbidos en los suelos en cantidades suficientes, los suelos tienen condiciones favorables para el desarrollo de cultivos agrícolas. En cambio cuando los suelos tienen un estado de adsorción de algunas cantidades de sodio intercambiable, los suelos presentan dispersión coloidal y mayor viscosidad.

En estos casos los suelos poseen una muy baja permeabilidad. La relación de adsorción de sodio de una determinada solución del suelo en equilibrio con el agua de riego, se relaciona con una determinada cantidad de sodio adsorbido en el suelo y en consecuencia, esta relación puede usarse como un índice del peligro de sodificación en los suelos que tiene un agua en particular.

En lo que se refiere al efecto que tienen las sales sobre las propiedades físicas del suelo, consiste en una acción sobre la estructura. Como la floculación de los coloides (arcillas principalmente) y de la cementación de los mismos formando agregados y que suelen

presentar una estructura muy uniforme a lo largo del perfil debido a la lentitud de los procesos de alteración, aunque suelen mostrar en su base evidentes signos de ausencia de oxígeno.

Un problema del aporte de N por el agua residual es que las demandas de N y de agua no siempre coinciden con los requerimientos del cultivo. El exceso de N, además de ser perjudicial para las plantas puede gasificarse (desnitrificación y volatilización) y contribuir al efecto invernadero, la destrucción de la capa de ozono y la lluvia ácida, o lixiviarse en forma de nitrato y contaminar las aguas subterráneas, además de constituir una pérdida económica para el agricultor (Vivanco-Estrada *et al.*, 2001).

La emisión de N_2O derivada del agua residual se ha estimado hasta en 204 kg de $N-NO_2^-ha^{-1}$. Dicha agua favorece las condiciones para que ocurra una alta tasa de desnitrificación y con ello una disminución de la eficiencia de uso de N por los cultivos (Vivanco-Estrada *et al.*, 2001).

7.4. DINÁMICA DE DESNITRIFICACIÓN

Diferentes procesos y factores controlan la emisión de N_2O del suelo. La desnitrificación es el proceso de mayor importancia que contribuye a esta emisión. Este proceso es controlado por factores ambientales, sistemas de cultivo, prácticas de manejo del suelo, fertilizantes inorgánicos y orgánicos y por el régimen del agua. Y por otro lado es una de las principales vías de pérdida de nitrógeno en los sistemas agrícolas.

El régimen de agua contribuyó notablemente en la emisión de N_2O ya que se pudo observar que en el día 1, 3 y 7, el suelo incubado al 100% CRA presentó mayor emisión de N_2O en comparación con el suelo incubado al 40 y 60% CRA, independientemente del tratamiento.; esto pudo deberse a que a medida que la humedad del suelo aumenta, disminuye fuertemente la difusión del O_2 hacia micrositios metabólicamente activos y aumenta rápidamente la fracción del suelo que se torna anaeróbica, causando fuertes aumentos en las tasas de desnitrificación (Danbreville *et al.*, 2006). Se han observado aumentos de hasta 30 veces en las emisiones de N_2O desde suelos agrícolas con incrementos en la humedad de 80%

CRA (Dobbie y Smith, 2001). Además. Se ha calculado por modelos de simulación que diferentes incrementos en la producción de N_2O pueden ser explicados por elevaciones en el volumen anaeróbico del suelo (Tietema *et al.*, 2007).

Para explicar estos resultados es importante mencionar que el contenido de agua es uno de los factores más influyentes en el control de las emisiones de N_2O . Dicho contenido de humedad del suelo regula la permeabilidad a los gases debido a que la difusividad en líquidos de los gases O_2 y N_2O es substancialmente menor que en el aire, este efecto sobre ambos gases puede afectar las emisiones de N_2O (Del Prado *et al.*, 2006; Tietema *et al.*, 2007).

Al respecto Mosquera *et al.* (2007), reportaron que en un suelo de ligera compactación, puede aumentar la emisión de N_2O hasta en un 20%, mientras que la compactación severa lo que resulta en un suelo anegado puede duplicar estas emisiones.

Coyne (2008), observó que la desnitrificación está fuertemente afectada por el contenido de agua y la aeración del suelo. De igual manera Rodriguez *et al.* (2011), encontraron que el contenido de agua afectan las emisiones de N_2O y que en el suelo incubado al 100% CRA las emisiones fueron mayores comparado con el suelo incubado al 40% CRA. Estos datos fueron similares a lo encontrado por Patiño-Zuñiga *et al.* (2008), que reportaron que la emisión de N_2O fue mayor en el suelo incubado al 80 y 100% CRA en comparación con el suelo incubado al 40 y 60% CRA.

La humedad del suelo tiene múltiples efectos en las emisiones de gases nitrogenados. El agua es esencial para la vida y la actividad de los microorganismos. Tanto las condiciones de oxido-reducción de los suelos como la difusión de los gases son afectadas por el porcentaje de poros del suelo ocupados por el agua. El efecto de la humedad sobre las tasa de desnitrificación se da largamente a través de su efecto en la aeración. El contenido de agua es uno de los factores más influyentes en el control de las emisiones de N_2O (Del Prado *et al.*, 2006; Tietema *et al.*, 2007).

La adición de vermicomposta al suelo aumentó la emisión de N_2O en los suelos incubados al 100% CRA en los primeros días (1 y 3) en comparación con el suelo sin enmienda.

Esto pudo deberse a diferentes factores tales como contenido de agua, disponibilidad de oxígeno, disponibilidad de C y NO_3^- y textura que afectan las emisiones de N_2O . Por otro lado, la adición de residuos de plantas, compostas, vermicompostas, desechos y biosólidos incrementan las emisiones de N_2O . La adición de vermicomposta y el agua residual pudo haber aumentado el NH_4^+ en el suelo y la oxidación de este aumento la producción de N_2O .

La emisión de N_2O se incrementa debido a las condiciones favorables para las bacterias, producto de la combinación del N mineral y orgánico, con el C presente en los abonos orgánicos aplicados (Barton y Shipper 2001). En general, la emisión de N_2O aumenta si hay como sustrato NO_3^- y C, deficiente contenido de O_2 y presencia adecuada de bacterias responsables de desnitrificación (van Groenigen *et al.*, 2004).

Esto es similar a lo reportado por Velthoff *et al.* (2003), encontraron que las emisiones de N_2O procedentes de las enmiendas orgánicas, varían con los tipos de abonos y su calidad. Por otro lado Li *et al.* (2005), mostraron que la adición de materia orgánica al suelo incrementa la emisión de N_2O . Así mismo Fernández-Luqueño *et al.* (2009), Observaron que la adición de lodos residuales y vermicomposta al suelo incrementan la emisión de N_2O en comparación con un suelo sin enmienda.

La reducción de la emisión de N_2O debido a la aplicación de vermicomposta se observó en el séptimo día en el suelo anegado incubado al 100% CRA comparado con el suelo sin enmienda y con los primeros días (1 y 3). Esto pudo deberse a la materia orgánica proporcionada por la vermicomposta ya que ejerce una serie de efectos beneficiosos sobre la fertilidad del suelo y el crecimiento de las plantas, no sólo a través de la suplencia de nutrimentos, sino además por sus efectos benéficos sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

Esto es similar a lo reportado por Mora *et al.* (2007), en un estudio de desnitrificación de un fertilizante de lenta liberación usando como referencia urea+fósforo monoamónico y fertilizante orgánico, aplicados a trigo regados con agua residual o de pozo, donde indican que la emisión de N_2O fue mayor cuando se regó con agua residual y que presentó menor emisión al aplicar la vermicomposta.

En otro estudio realizado por Rodriguez *et al.* (2011), reportaron que el suelo incubado al 100% CRA, presentó mayor emisión de N₂O al principio del experimento, pero después del tercer día esta emisión disminuyó. Esto fue similar a lo reportado por Fernandez-Luqueño *et al.* (2009) que observaron que en los primeros días del experimento, mayores cantidades de N₂O fueron emitidas, pero después fueron disminuyendo.

Al respecto Vivanco *et al.* (2001), quienes en un estudio para cuantificar los flujos del N del agua residual aplicada a suelos cultivados con forrajes e irrigados por diferentes años, observaron un aumento en la emisión de N₂O con el periodo de incubación del suelo.

El CH₄ es un importante gas de efecto invernadero y su concentración en la atmósfera ha aumentado de 700 ppb en el año 1750 a 1800 ppb en el 2010. Los aumentos de deben principalmente a la quema de los combustibles fósiles y la agricultura intensiva.

Los suelos pueden ser un sumidero neto o fuentes de metano (CH₄), dependiendo de diferentes factores, tales como la humedad, el nivel de N, la materia orgánica y el tipo de suelo (Gregorich *et al.*, 2005). El metano es consumido por metanótrofos del suelo y producido por microorganismos metanogénicos en condiciones de anaerobiosis (McLain y Martens, 2006).

En este estudio, los dos tratamientos presentaron la mayor emisión de CH₄ en el primer día, independientemente del contenido de agua y con el paso del tiempo este fue disminuyendo. Por otro lado, la aplicación de la vermicomposta al principio del experimento no presentó diferencia significativa, sin embargo, al final del experimento el suelo con enmienda incubado al 40, 60 y 80% CRA fue el que presentó mayor emisión de CH₄.

El CH₄ es oxidado rápidamente, el suelo es una fuente de CH₄ y su producción está relacionada por condiciones anaerobias y en consecuencia la hipoxia periodical del suelo y los cambios de respiración, juegan un papel importante en el metabolismo de la biota del suelo y en el desarrollo de microorganismos metanogénicos y la materia orgánica del suelo. Y son recursos de metano después de la aplicación de desechos o materia orgánica (Ruíz-Valdiviezo *et al.*, 2010).

La producción de metano en micrositios anaerobios son una fuente importante de metano por la oxidación llevada a cabo por las bacterias y los flujos de metano son

fuertemente regulados por la presencia o ausencia de metanotrófos (oxidadores de metano) y metanógenos (productores de metano).

Incrementos del contenido de materia orgánica en el suelo podrían mejorar la estructura del suelo, la infiltración del agua y la difusión de los gases. Tales como el número y el tamaño de los micrositios anaerobios podrían disminuir y reducir la desnitrificación y favoreciendo la producción y oxidación del CH₄ (Brzezinska *et al.*, 2012)

El suelo con enmienda incubado al 40% CRA en el día 1, 3 y 7 es el que presentó la mayor producción de CO₂, en comparación a los demás contenidos de agua. Esto se puede atribuir a la adición de vermicomposta que le proporciona al suelo materia orgánica y la actividad biológica que ésta genera tiene gran influencia sobre las propiedades químicas y físicas del suelo (FAO, 2002).

La vermicomposta pudo servir como sustrato de C y estimular la población microbiana presente en el suelo y dar lugar a la mineralización (conversión de un compuesto orgánico de carbono para obtener compuestos inorgánicos) (Mendoza *et al.*, 2006). La señal mas evidente de este proceso es la respiración en el suelo que se puede observar en el aumento de CO₂. El metabolismo del C puede dar lugar a la producción de compuestos biológicamente activos o inactivos y puede generar la incorporación de materia orgánica al suelo (Coyne,2008).

Esto es similar a lo reportado por Rodriguez *et al.* (2011), que observaron en su estudio un aumento en la producción de CO₂ en el suelo con vermicomposta en comparación de un suelo sin enmienda.

En otro estudio reportaron que la adición de vermicomposta en el suelo, aumentó la producción de CO₂, en comparación de un suelo sin enmienda (Fernández-Luqueño *et al.*, 2009).

El suelo incubado al 80 y 100% de CRA con y sin enmienda fue el que presentó menor producción de CO₂, esto se puede deber a la disponibilidad de oxígeno, ya que se ha establecido que la descomposicion es incompleta y muy lenta en condiciones de anaerobiosis. Cuando los suelos se humedecen en forma tal que los macroporos quedan llenos de agua la

descomposición de la materia orgánica queda limitada por la velocidad con que el oxígeno puede difundirse hasta los puntos con actividad microbiana (Mora *et al.*, 2007).

Esto es similar a lo reportado por Patiño-Zuñiga *et al.* (2009), donde observaron que la producción de CO₂ fue significativamente menor en el suelo incubado al 100% de CRA en comparación con los otros contenidos de agua.

En otro estudio de emisión de óxido nítrico, dióxido de carbono y dinámicas de N mineral en lodos residuales, vermicomposta y fertilizantes inorgánico en suelos modificados a diferentes contenidos de agua, se observó de igual manera que la adición de vermicomposta aumentó la emisión de CO₂ en comparación con un suelo sin enmienda y que la emisión fue menor en el suelo incubado al 100% CRA comparado con los demás contenidos de agua (Rodríguez *et al.*, 2011).

Por otro lado Snyder *et al.* (2009), reportaron que los suelos que presentan hasta aproximadamente 60% CRA tiende a fomentar la producción de CO₂ y en suelos con mayor % CRA el CO₂ disminuye.

7.5. DINÁMICA DE NITRIFICACIÓN

El nitrógeno es un elemento indispensable para la vida, forma parte de las principales biomoléculas de todos los seres vivos. Es también uno de los elementos más abundantes de la tierra, pues en su forma gaseosa (N₂) constituye 78% de la atmósfera. Sin embargo, la cantidad de nitrógeno presente en muchos de los suelos es escasa, debido a su propia dinámica y a su ciclo.

El nitrógeno puede llegar al suelo gracias a los aportes de materia orgánica y a la fijación bacteriana a partir del aire. Dentro del suelo es aprovechado por las plantas, animales y microorganismos que lo incorporan a sus tejidos. Este ciclo es complejo e involucra una serie de reacciones y organismos con diferentes metabolismos.

Se pudo observar que la concentración de amonio va disminuyendo entre los días 0 y 28, tanto en el suelo con y sin enmienda en los diferentes contenidos de agua, esto se puede deber a que el NH_4^+ es oxidado a NO_3^- que es la forma asimilable para las plantas o puede ser volatilizado como amoníaco (NH_3).

La aplicación de la vermicomposta aumentó la concentración del NH_4^+ en el suelo incubado al 100% en los primeros días (0, 3 y 7), sin embargo, para el día 28 la mayor concentración lo presentó el S+AR+VC incubado al 40% CRA.

Grageda *et al.* (2000) mencionan que los microorganismos nitrificantes, bajo condiciones de anaerobiosis, contribuyen a la emisión de NO y N_2O específicamente. Dichos autores señalan además que las bacterias oxidantes de amonio (*Nitrosomonas*) pueden ser capaces de emitir estos gases cuando la disponibilidad de oxígeno decrece.

Con respecto a nitritos la concentración fue disminuyendo con respecto al tiempo en los diferentes contenidos de agua. Por otro lado la adición de vermicomposta no influyó en la concentración de NO_2^- , caso contrario en la concentración de NO_3^- ya que al pasar el tiempo esta concentración fue aumentando y tanto el contenido de agua y la vermicomposta influyeron en la concentración NO_3^- . Ya que el S+AR+VC incubado al 60% fue el que presentó la mayor concentración NO_3^- .

Estos resultados concuerdan con la concentración de NH_4^+ donde se observa una disminución con respecto al tiempo ya que el amonio es oxidado a nitratos para que éste sea aprovechado por las plantas y en este cuadro se refleja que en los primeros días existe poca concentración de NO_3^- y que van aumentando con el tiempo.

Por otro lado el régimen hídrico y la enmienda tuvieron influencia en la concentración de NO_3^- , ya que el S+AR incubado al 100% CRA fue el que presentó la menor concentración de NO_3^- , donde se puede asumir que el NO_3^- fue reducido por el proceso de desnitrificación a N_2O , datos que concuerda con los resultados de la emisión de N_2O , donde se pudo observar el incremento de este gas a ese contenido de agua.

Esto es similar a lo reportado por Rodríguez *et al.* (2011) donde encontraron que la concentración de NO_3^- en el suelo disminuyó cuando el contenido de agua incrementó, sin

embargo, al aplicar la vermicomposta aumentó dicha concentración. Por otro lado el contenido de agua no afectó claramente en las concentraciones de NO_2^- .

En otro estudio Fernández –Luqueño *et al.* (2009) reportaron que la concentración de NH_4 disminuyó y la concentración NO_3^- incrementó entre los días 0 y 30.

Estos resultados concuerdan con el cuadro 9 donde se observa una disminución en la concentración de amonio con respecto al tiempo y que se pudo deber que el amonio es oxidado a nitratos para que éste sea aprovechado por las plantas y en este cuadro se refleja que en los primeros días existe poca concentración de NO_3^- y que van aumentando con el tiempo.

Las fracciones minerales de nitrógeno son predominantemente amonio y nitratos, mientras que los nitritos son rara vez detectados en el suelo. Al igual que el amonio, los nitratos se pueden emplear para estimular la biodegradación de algunos contaminantes. Diferenciándose por lixivarse más fácilmente por su carga negativa, especialmente en suelos arcillosos a demás de ser una fuente de nutrientes, son aceptores de electrones en condiciones limitadas de oxígeno (Brook *et al.*, 2001).

El N presente en el suelo bajo formas orgánicas no está disponible como tal para las plantas, sino que para ser absorbido tiene que pasar a formas inorgánicas. El N inorgánico representa un 2% del N total del suelo, encontrándose en formas de amonio, nitritos y nitratos. Estas formas inorgánicas son transitorias en el suelo, por lo cual las cantidades de N inorgánico del suelo son extremadamente variables, pudiendo existir unos pocos gramos. Debido a que ésta es la forma en que el N es absorbido por las plantas, el N inorgánico es muy importante para la nutricional vegetal (Vivanco *et al.*, 2001).

VIII. CONCLUSIÓN

El régimen hídrico y las concentraciones de oxígeno influyeron considerablemente en las emisiones de N_2O , en el suelo con y sin enmienda. Presentando el suelo incubado al 80 y 100% CRA las mayores emisiones en comparación con el suelo incubado al 40 y 60 %CRA.

Por otro lado la vermicomposta como enmienda orgánica disminuye la producción de N_2O en un suelo al 100% de su CRA y favorece el proceso de nitrificación, incrementando la concentración de nitratos en el suelo y a su vez que éstos sean asimilados por los cultivos.

En el suelo enmendado con vermicomposta al 40% de su CRA se presentó más mineralización del C ya que mostró más producción de CO_2 comparado con el suelo sin enmienda. Lo que sugiere que hubo más fijación del carbono por la biomasa proveniente del aumento de la materia orgánica.

Por otro lado, aunque el agua residual resultó apta para el riego, el suelo llevado al 80 y 100% CRA fueron los que presentaron mayor emisión de N_2O . Por lo que la calidad del agua para el uso agrícola, debe ser condicionada por diversos factores químicos del agua y también respecto a las características del suelo como salinidad, contenido de determinados elementos y así mismo de la resistencia de los cultivos a determinadas condiciones.

IX. REFERENCIAS

Alef K. and P. Nannipieri. **1995**. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, London.

Arancon N.Q., Edwards C.A., Bierman P., Welch C., and J.D. Metzger. **2004**. Influences of vermicomposts on field strawberries. 1. Effects on growth and yields. Bioresource. Technology. 93: 145–153.

Atiyeh R.M., Subler S., Edwards C.A., Bachman G., Metzger J.D., and W. Shuster. **2000a**. Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. Pedobiologia. 44: 579-590.

Atiyeh R.M., Domínguez J., Subler S. and C.A. Edwards. **2000b**. Changes in biochemical properties of cow manure during processing by earthworms (*Eisenia andrei*, Bouché) and the effects on seedling growth. Pedobiologia, 44: 709-724.

APHA-AWWA-WPCF 1989. Standar Methods for the Examination of Water and Wastewater. By American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 17.

Barton L. and L.A. Schipper. **2001**. Regulation of nitrous oxide emissions from soils irrigated with dairy farm effluent. Journal of Environmental Quality. 30: 1881-1887.

Benzing A. **2001**. Agricultura Orgánica - fundamentos para la región andina. Neckar - Verlag , Villingen -Schwenningen, Alemania. 682 p.

Boehm, B. **2002**. Cartografía histórica del lago de Chapala. El Colegio de Michoacán-Universidad de Guadalajara, México.

Bremner J.M. **1996**. Total nitrogen. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis Chemical Methods Part 3. Soil Science Society of America Inc., American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA. 1085–1122.

Brook T., Stiver W., and R. Zytner. **2001**. Biodegradation of diesel fuel in soil under various nitrogen addition regimes. *Journal of Soil Contamination*. 10(5): 539-553.

Brzezinska M., Nosalewicz M., Pasztelan M and T. Włodarczyk. **2012**. Methane production and consumption in loess soil an different slope position. Institute of Agrophysics, Polish Academy of Sciences, Ulica Doswiadczalna 4, 20290 Lublin, Poland. *The Scientific World Journal*. 8 p.

Contreras R.S.M., Álvarez D.B., and L. Dendooven. **2007**. Dynamics of nitrogen in a PAHs contaminated soil amended with biosolid or vermicompost in the presence of earthworms. *Chemosphere*. 67: 2027-2081.

Coyne M.S. **2008**. Desnitrificación biológica. Capítulo 7. 197-249. In: Schepers J.S. y W. Raun. 2010. *El Nitrógeno en los sistemas agrícolas*. ASA-CSSSA-SSSA Agronomía Monografía 49. Madison, WI.

Chantigny, M.H. **2003**. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*. 113: 357-380.

Cruz L.E., Osorio O.R., Martínez M., Lozano R.E., Gómez V.A., y H.R. Sánchez. **2010**. Uso de compostas y vermicompostas para la producción de tomate orgánico en invernadero. *Asociación Interciencia Venezuela*. 35(5): 363-368.

Del Prado A., Merino P., Estavillo J.M., Pinto M. y C. González-Murua **2006**. N₂O and NO emissions from different N sources and under a range of soil water contents. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 74: 229-243.

Dobbie K. and K. Smith. **2001**. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol., *European Journal of Soil Science*. 52: 667-674

Domínguez V., Irisarri P., y S. Gonnet. **2007**. Emisiones de óxido nitroso por suelos cultivados con arroz: efecto de un inhibidor de la nitrificación. *Agrociencia*. 11: 50-57.

FAO (Food and Agricultural Organization). **2002**: <http://www.fao.org/default.htm>.

Fernández- Luqueño F., Reyes- Varela V., Martínez-Suárez C., Reynoso-Keller R.E., Méndez- Bautista J., Ruiz-Romero E., López-Valdez F., Luna-Guido M. y L. Dendooven. **2009**. Emission of CO₂ and N₂O from soil cultivated with common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) fertilized with different N sources. Science of the Total Environment. 407: 4289-4296.

García I. y C. Dorronsoro. **2001**. Contaminación por metales pesados. Universidad de Granada. <http://edafologia.ugr.es/>. España.

Gee G.W., and J.W. Bauder. **1986**. Particle size analysis. In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part 1 Physical and Mineralogical Methods, second ed. Soil Science Society of America Inc., American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA, pp. 383–411.

Grageda C.O.A., Vermoesem A., Cleemput O. y C.J.J. Peña. **2000**. Efecto del tipo de suelo, humedad y fuente de nitrógeno en las emisiones de N₂ y N₂O. TERRA Latinoamericana. 18: 1-18.

Gregorich E.G., Rochette P., Vanden Bygaart A.J., and D.A. Angers. **2005** Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. Soil & Tillage Research. 83: 53-72.

Ghosh M., Chattopadhyay G.N., and K. Baral. **1999**. Transformation of phosphorus during vermicomposting. Bioresource Technology. 69: 149-154.

Granados R.R., y B.M.P. Longar **2008**. Variabilidad pluvial, agricultura y marginación en el estado de Michoacán. Revista Análisis Económico. 13(54): 283-303.

Guzmán A., Peniche C.S. y A. Valdés .**2001**. La cuenca del río Lerma y el lago de Chapala.http://www.pvemjalisco.org.mx/principal/biblioteca/chapala/files/01_LERMA.PDF.

Jungkunst H.F., Fiedler S., and K. Stahr. **2004**. N₂O emissions of a mature Norway spruce (*Picea abies*) stand in the Black Forest (southwest Germany) as differentiated by the soil pattern. Journal of Geophysical Research. 109: D07302.

Holtan H L., Dörsch P. and R.L. Bakken. **2000**. Comparison of denitrifying communities in organic soils: kinetics of NO_3^- and N_2O reduction. *Soil Biology and Biochemistry*. 32: 833-843.

INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. **2011**. México.

Lavalle P., and A. Spain. **2001**. *Soil Ecology*. Springer. 654 p. http://books.google.com.mx/books?id=iCC1sOmFTSMC&printsec=frontcover&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false.

Li C.S., Frolking S., and K. Butterbach-Bahl. **2005**. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions offsetting reduction in climate radiative forcing. *Climate Change Journal*. 72: 321-38.

Lomelí M. J.M. **2009**. Calidad de las aguas del río Lerma en relación con el riego agrícola. Tesis Doctoral. Colegio de posgraduados. Institución de enseñanza e investigación en ciencias agrícolas.

Medrano V.W. **2001**. Evaluación de la calidad de aguas residuales de la planta de tratamiento de Alba Rancho (SEMAPA) con fines de riego. Tesis Maestría Profesional en <http://es.scribd.com/doc/38096729/90/Diagrama-de-Wilcox>.

Meléndez, G. **2003**. Indicadores químicos de calidad de abonos orgánicos. En: *Abonos orgánicos: Principios, características e impacto en la agricultura*. Ed Meléndez, G. San José, Costa Rica. 50-63.

Mishra S., Jyot J., Kuhad R.C. and L. Banwari. **2001**. Evaluation of Inoculum Addition To Stimulate In Situ Bioremediation of Oily-Sludge-Contaminated Soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 67: 1675-1681.

Mora R.S.G., Gavi R.F., Peña C.J.J., Pérez M.J., Tijerina CH. L. y H.H. Vaquera. **2007**. Desnitrificación de un fertilizante de lenta liberación y urea+fósforo monoamónico aplicados a trigo irrigado con agua residual o de pozo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 23(1): 25-33.

Mosquera O.M., Correa Y.M., Buitrago D.C., and J. Niö. 2007. Antioxidant activity of twenty five plants from Colombian biodiversity. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz.* 102: 631–634.

NMX-FF-109-SCFI-2008. Humus de lombriz (lombricomposta)-especificaciones y métodos de prueba.

Nogales B. 2005. La microbiología del suelo en la era de la biología molecular: descubriendo la punta del iceberg. *Ecosistemas. Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente.* 14(2): 41-51.

NOM-021-RECNAT-2000. Norma Oficial Mexicana. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis.

Núñez R., Oramas J., Ortiz E., y E. Fonseca. 2003. BIOIL-FC: Tecnología de Biorremediación de derrames de petróleo en ecosistemas marinos. *Memorias del V Congreso Internacional sobre Desastres Naturales.* La Habana. Cuba.

Quintero L.R., Ferrera C.R., Etchevers B.J.D., García C.N.E., Rodríguez K.R., Alcántar G.G. y S.A. Aguilar. 2003. Enzimas que participan en el proceso de vermicompostaje. *Terra.* 21(1): 73-80.

Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., and L.A. Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *U.S. Dep. of Agric. Circ.* 939: 1-19.

Patiño-Zúñiga L., Ceja-Navarro J.A., Govaerts B., Luna-Guido M., Sayre K.D and L. Dendooven. 2008. The effect of different tillage and residue management practices on soil characteristics, inorganic N dynamics and emissions of N₂O, CO₂, and CH₄ in the central highlands of Mexico: a laboratory study. *Plant and Soil.* 314: 231-241.

Perdomo C., Barbazán M. y M.J.M. Durán. 2007. Nitrous oxide emissions from and Uruguayan Argiudoll under different tillage and rotation treatments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems.* 84: 119-128.

Pérez A., Céspedes C. y P. Núñez. **2008**. Caracterización física-química y biológica de enmiendas orgánicas aplicadas en la producción de cultivos en República Dominicana. Revista de la Ciencia Suelo y Nutrición. 8(4): 10-19.

Rhoades J.D., Mantghi N.A., Shause P.J., and W. Alves. **1989**. Estimating soil salinity from saturate soilpaste electrical conductivity. Soil Science Society of America Journal. 53: 428-433.

Rodriguez V., Valdez-Perez M. Luna-Guido M., Ceballos-Ramirez J.M., Franco-Hernández O., van Cleemput O., Marsch R., Thalasso F. and L. Dendooven. **2011**. Emission of nitrous oxide and carbon dioxide and dynamics of mineral N in wastewater sludge, vermicompost or inorganic fertilizer amended soil at different water contents: A laboratory study. Applied Soil Ecology 49: 263-267.

Rojas W.C. **2006**. Interpretación de la disponibilidad de fósforo en los suelos de Chile. Centro Regional de Investigación INIA. La Platina.

Ruiz-Valdiviezo V.M., Luna-Guido M., Galzy A., Gutierrez-Miceli A., and L. Dendooven. **2010**. Greenhouse gas emissions and C and N mineralization in soils of Chiapas (México) amended with leaves of *Jatropha curcas* L. Applied Soil Ecology. 46: 17-25.

SAGARPA. Programa sectorial de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación. **2006**. http://www.siap.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=10&Itemid=15

Sandoval M.A. y O.M.A. Ochoa. **2010**. Grupos locales, acceso al agua y su problemática de contaminación en la Ciénega de Chapala, Michoacán. Economía, Sociedad y Territorio. 10 (34): 683-719.

Sánchez B., Ruiz M. y M. Ríos. **2005**. Materia orgánica y actividad biológica del suelo en relación con la altitud en la cuenca del río Maracay, estado Aragua. Agronomía Tropical. 55:507-534.

Sánchez M.L., Vallejo A., Dick J., and U.M. Skiba. 2008. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 142-151.

SAS Institute. 1989. Statistic Guide for Personal Computers. Version 6.04 Edn. SAS Institute, Cary.

SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. **2006.** Acuerdo por el que se da a conocer el estudio técnico de los recursos hídricos del área geográfica Lerma-Chapala, <www.cna.mx/mx/eCNA/Culturaagua/Central/EstTecLermaChapala-pdf>

Silva G. J. T., Ochoa S. y F.G. Estrada. 2006. Calidad química del agua subterránea de la Ciénega de Chapala como factor de degradación del suelo. *Terra Latinoamericana*. 24 (4): 503-513.

Stanford K., Larney F.J., Olson A.F., Yanke L.J. and R.H. McKenzie. 2000. Composting as a means of disposal or sheep mortalities. *Compost Science and utilization*. 8 (2):135-146.

Sullivan D.G., Wood C.W., Owsley W.F., Norfleet M.L., Wood M.L., Shaw J.N. and J.F. Adams. 2005. Denitrification following land application of swine waste to bermudagrass pasture. *Communications in Soil Science and Plant*. 36(9- 10):1277-1288.

Tietema A., van der Lee G.E.M., Bouten W., Rappoldt C., y J.M. Verstraten. 2007. The production of N₂O in Douglas fir litter as affected by anoxic conditions within litter particles and pores. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 239-248.

Thomas G.W. 1996. El pH del suelo y la acidez del suelo. p. 475-490.

TOMO CXIII. Periódico Oficial del Gobierno Constitucional del Estado de Michoacán de Ocampo. 2008. Secretaría de Gobierno. Num 77.

Uehara G., and G. Gillman. 1982. The Chemistry, Mineralogy, and Physics of Tropical Soils With Variable Charge Clays. Westview Press, Colorado.

Varnero M.M.T., Rojas A.C. y R.R. Orellana. **2007**. Índices de Fitotoxicidad en Residuos Orgánicos Durante el Compostaje. Chile. Universidad de Chile

Vallejo V., Salgado L., y F. Roldan. **2005**. Evaluación de la bioestimulación en la biodegradación de TPHs en suelos contaminados con petróleo. Revista Colombiana de Biotecnología. 7(2): 67-78.

Vivanco-Estrada R.A., Gavi-Reyes F., Peña-Cabriaes J.J. y J. J. Martínez-Hernández. **2001**. Flujos de nitrógeno en un suelo cultivados con forrajes y regado con agua residual urbana. Terra Latinoamericana. 19: 301-308.

Velthoff G.L., Kuikman P.J., and O. Oenema. **2003**. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. Biology and Fertility of Soils. 37: 221–230.

Wrage N., Velthof G.L., Van Beusichem M.L. y O. Oenema. **2001**. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. Soil Biology and Biochemistry 33: 1723-1732.